

Les écosystèmes riverains, les bandes riveraines et les corridors écologiques : regard sur la capacité des bandes riveraines définies selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec de maintenir la fonction de corridor écologique

par

Sarah-Émilie Hébert-Marcoux

essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, mai 2009

Sommaire

Les écosystèmes riverains sont des écotones situés à l'interface des milieux aquatiques et terrestres. Ce sont des écosystèmes dynamiques, complexes et très importants au sein du paysage, parce que ce sont des milieux d'une grande productivité biologique, parce qu'ils sont composés d'une riche biodiversité et qu'ils sont le lieu où s'accomplit une foule de processus et de fonctions écologiques. Les écosystèmes riverains, par l'accomplissement de ces processus et de ces fonctions, fournissent de nombreux services écologiques bénéfiques pour l'homme, traditionnellement associés au maintien de la qualité de l'eau et à la protection des sols contre l'érosion. Or, ils sont directement touchés par l'anthropisation du paysage. L'occupation et la transformation du territoire par l'homme ont engendré une modification des écosystèmes riverains dans leur structure et leurs fonctions. La fragmentation et la perte d'habitat sont des symptômes de cette intensification des activités humaines, qui poussent les espaces naturels dans leurs derniers retranchements.

Les bandes riveraines sont des éléments anthropisés du paysage, vestiges des écosystèmes riverains. Elles sont souvent le résultat de l'expansion des activités anthropiques et de la conversion des terres. Au Québec, la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables est une politique gouvernementale qui met en œuvre un cadre normatif de protection minimale visant les bandes riveraines. Les bandes riveraines font ainsi l'objet de normes d'intervention et d'aménagement contrôlées, sur le plan de la largeur notamment, et sont utilisées comme bandes d'amortissement entre le milieu aquatique et le milieu terrestre anthropisé. Cependant, la transformation des écosystèmes riverains en bandes riveraines réduit et contrôle artificiellement l'étendue de la végétation riveraine, et simplifie sa structure et sa composition. La nature et le fonctionnement des bandes riveraines diffèrent donc significativement de ceux des écosystèmes riverains naturels, ce qui se traduit dans le paysage par une dégradation des processus et des fonctions écologiques.

Une de ces fonctions écologiques importantes est celle de servir de corridor écologique. Les corridors sont des éléments linéaires du paysage qui constituent des liens entre des parcelles d'habitat qui seraient autrement isolées. Ils se caractérisent par leur structure, mais sont

surtout définis par leur fonction de conduit. Les corridors écologiques sont donc d'importants éléments de connectivité structurelle et fonctionnelle dans le paysage, parce qu'ils permettent de canaliser les flux écologiques, comme les déplacements d'organismes, tant à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale. Les écosystèmes riverains sont d'importants éléments de connectivité structurelle et fonctionnelle dans le paysage et pour autant constituent des corridors écologiques. Par contre, cette fonction est grandement affectée dans les bandes riveraines, compte tenu de la réduction de leur taille et de la simplification de leur structure et de leur composition.

En effet, l'application des seules normes de protection minimale de la Politique ne favorise pas le maintien des dynamiques naturelles et des processus, et ne permet pas de respecter l'intégrité écologique du milieu riverain. Dans ce contexte, ce sont les fonctions mêmes du milieu riverain, et notamment la fonction essentielle de corridor écologique, qui sont perturbées, voire perdues. Pourtant, le Québec profite d'un réseau hydrographique complexe et ramifié, qui représente un substrat naturel intéressant pour l'aménagement d'un réseau de corridors riverains entre les parcelles d'habitat ou les aires protégées. La fonction de corridor pourrait être restaurée, dans la mesure où les normes de la Politique s'ajustent davantage aux dimensions et au fonctionnement naturel des écosystèmes riverains, et intègrent une conception longitudinale des bandes riveraines.

Remerciements

L'écriture de cet essai signifie pour moi un accomplissement majeur, car il constitue la validation de mes études de maîtrise. Passer de l'étude des lettres à l'étude des sciences représente un parcours inusité et a été pour moi un important défi, que j'ai relevé avec fierté. Je veux préalablement remercier la direction et les professeurs du programme d'Écologie internationale de l'Université de Sherbrooke : Mme Colette Ansseau, Mme Caroline Cloutier et M. André Nuyt, qui m'ont acceptée au sein du programme, m'ont appuyée du début à la fin et m'ont donné cette opportunité considérable.

Je veux particulièrement remercier Mme Colette Ansseau d'avoir accepté de superviser la rédaction de cet essai, et Caroline Cloutier, pour toutes les conversations et tout le soutien d'ordre organisationnel et existentiel! Merci de m'avoir guidée dans mon cheminement, de m'avoir donné de précieux conseils et aussi pour votre grande patience. Sans Mme Colette Ansseau, qui a énormément contribué à ma formation dans le domaine de l'écologie, la réalisation de cet essai n'aurait pu être possible.

Je veux aussi souligner l'appui de personnes qui, de manière bénévole et engagée, m'ont aidée et ont alimenté ma réflexion : M. Benoît Limoges, Mme Anne Vanasse, M. Marc Gauthier et M. Jean-Paul Morin. Je veux remercier ces personnes de m'avoir reçue en entrevue, de m'avoir accordé de leur temps et de m'avoir aidée à cerner les enjeux de mon sujet en dehors de son cadre académique. Je veux d'ailleurs souligner l'appui privilégié que j'ai reçu de M. Benoît Limoges, pour l'intérêt porté au sujet, pour la prélecture d'une partie de l'essai, pour ses commentaires judicieux et la documentation donnée.

Je veux enfin remercier ma famille et mon entourage pour leur soutien, leur humour, leur grande patience lors de mes périodes de remise en question, et pour les questionnements existentiels qui ont ponctué mon processus de rédaction, notamment « c'est quoi, un paysage ? ». En terminant, merci papa pour ta présence et ton appui sans condition; tu m'as donné le courage d'aller jusqu'au bout.

Table des matières

SOMMAIRE	i
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
GLOSSAIRE	viii
LISTE DES ACRONYMES	xii
 INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE 1 - LES ÉCOSYSTÈMES RIVERAINS ET LES BANDES RIVERAINES : LA PERSPECTIVE ÉCOLOGIQUE <i>VERSUS</i> LA PERSPECTIVE ANTHROPIQUE	 3
1.1 Définition écologique de l'écosystème riverain	3
1.2 Dynamiques, processus et facteurs écologiques qui déterminent les écosystèmes riverains	4
1.2.1. Facteurs abiotiques	4
1.2.2 Facteurs biotiques : pourquoi les écosystèmes riverains supportent-ils une grande biodiversité ?	13
1.3 Les bandes riveraines et la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec	21
1.3.1 Le cadre légal de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables	22
1.3.2 Définition des bandes riveraines, selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec	25

1.4	Est-ce que la stratégie de « protection minimale adéquate » de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables permet d'atteindre ses objectifs ?	32
CHAPITRE 2 - LES CORRIDORS ÉCOLOGIQUES		37
2.1	Le paysage, un système d'éléments et de processus en interaction	37
2.1.1	Le principe de connectivité du paysage	38
2.1.2	La nature et les effets de la fragmentation et de la perte d'habitat	40
2.2	Définition des corridors écologiques : structures et fonctions	44
2.3	Critères et conditions d'efficacité des corridors écologiques	55
CHAPITRE 3 - LES ÉCOSYSTÈMES RIVERAINS, LES BANDES RIVERAINES ET LES CORRIDORS ÉCOLOGIQUES DANS LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS		61
3.1	Mise en relation des définitions retenues : peut-on conclure que les bandes riveraines, dans leur forme actuelle, maintiennent la fonction de corridor écologique ?	61
3.1.1	Ce que perd l'écosystème riverain réduit à l'état de bande riveraine	63
3.1.2	Ce que la forme de bande riveraine peut maintenir de l'écosystème riverain ...	64
3.2	Constat et discussion	65
3.3	En quoi et dans quelle région du Québec les bandes riveraines représentent-elles une option intéressante pour l'aménagement d'un réseau de corridors efficaces ?	68
CONCLUSION		73
LISTE DES RÉFÉRENCES		75

Liste des tableaux

1.1	Hiérarchie des facteurs influençant la structure et les dynamiques dans les zones riveraines	18
2.1	Avantages et désavantages potentiels des corridors écologiques pour la conservation.....	47
2.2	Facteurs autécologiques et paramètres comportementaux impliqués dans les stratégies de déplacement des individus ou des populations	57
3.1	Efficacité relative de trois types de végétation, herbacée, arbustive et arborée, pour la réalisation de certains bénéfices ou services écologiques spécifiques	65

Liste des figures

1.1	La probabilité pour une section d'être riveraine dépend de l'intensité des fonctions et des processus liés à l'influence du milieu aquatique, à travers l'écotone riverain.....	9
1.2	Relations présumées entre perturbations, ressources et biodiversité.	14
1.3	Interactions structurant les patrons de biodiversité dans les zones riveraines	17
1.4	Méthode botanique experte fondée sur le pourcentage de plantes aquatiques obligées ou facultatives par segment de transect.....	29
1.5	Norme minimale de largeur de la bande riveraine, mesurée à partir de la ligne des hautes eaux et en fonction de la longueur et de l'inclinaison de la pente.	30
1.6	Norme de largeur de la bande riveraine en fonction de la topographie et du zonage.	31
2.1	Relation entre la continuité d'un corridor et les flux d'individus.	49
2.2	Comparaison de deux trajets à l'intérieur d'un corridor, en fonction du degré de tolérance d'un animal (A ou B) aux lisières et trouées	51
2.3	Effets de la qualité d'habitat du corridor et de la qualité d'habitat de la matrice sur l'utilisation du corridor et la rapidité du déplacement.....	54
3.1	Répartition de la richesse en espèces menacées ou vulnérables au Québec	70
3.2	Répartition des aires protégées du Québec	71

Glossaire

Anthropisé	« Qui a subi l'influence de l'homme » (Office québécois de la langue française, 2009).
Anthropogène	« Provoqué par l'homme » (Office québécois de la langue française, 2009).
Biocénose	Communauté. Ensemble des organismes vivant en interaction dans un biotope ou une station donnée.
Biodiversité	Diversité des gènes, des espèces et des écosystèmes à différentes échelles (du site à la biosphère). Distribution du nombre d'individus ou de la quantité de biomasse par espèce. Englobe l'ensemble des processus et des fonctions qui s'y rapportent.
Biote	La faune et la flore. Vie animale et végétale caractéristique d'une zone donnée.
Capacité de support	Le nombre maximal d'individus ou la biomasse maximale d'une espèce donnée qu'un écosystème particulier peut supporter à long terme, considérant les exigences biologiques de l'espèce par rapport aux ressources disponibles dans l'écosystème.
Consanguinité	Diminution du taux de reproduction ou production de rejetons faibles à la suite de l'accouplement entre parents proches ou de l'autofécondation.
Dilution génétique.	Diminution de la valeur sélective pouvant survenir lorsque des individus d'espèces différentes ou de populations éloignées se reproduisent.
Écotone	1. Zone de transition plutôt étroite et définie entre deux ou plusieurs écosystèmes différents. 2. Gradient physique provoquant

un changement graduel dans la composition biologique en réponse aux facteurs physiques.

Fonction (écologique)	Propriété active, rôle accompli par un organisme, une population, une espèce, une communauté, un écosystème, etc. « Résultat » produit par l'ensemble des processus qui se rapportent à l'écologie et à l'évolution (Noss, 1990).
Frugivorie	Activité des organismes qui se nourrissent de fruits.
Granivorie	Activité des organismes qui se nourrissent de graines.
Herbivorie	Activité des organismes qui se nourrissent de plantes ou d'autres organismes photosynthétiques autotrophes.
Herpétofaune	Faune des espèces de reptiles et d'amphibiens.
Hydrophile	« Qualifie les organismes habitant dans l'eau ou sur des stations caractérisées par la très forte humidité du sol. » (Office québécois de la langue française, 2009).
Hydrophyte	Se dit d'une plante qui requiert une humidité importante pour se développer. Plante qui se développe entièrement ou partiellement dans l'eau, ou dans les sols saturés. Plante aquatique ou hydrophile.
Hydrosystème	Système hydrologique. Approche systémique du bassin-versant ou du réseau hydrographique intégrant tous les facteurs hydrologiques, climatiques, physiques, biologiques, écologiques, spatiotemporels, aquatiques et terrestres, etc. qui interagissent et déterminent le système, à diverses échelles d'analyse (Amoros et Petts, 1993).

Hyporhéique	« Qualifie ce milieu biologique particulier constitué par les eaux remplissant les interstices du sédiment sur lequel circulent les eaux courantes » (Office québécois de la langue française, 2009).
Intégrité écologique	« État d'un écosystème jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie, plus précisément par la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques ainsi que par le rythme des changements et le maintien des processus écologiques » (Parcs Canada, 2004). Condition d'un écosystème qui est intact et fonctionnel, et qui n'a pas subi de dégradation anthropogène (Primack, 2006).
Lentique	Qualifie les habitats d'eau douce et stagnante comme les lacs, les étangs, les marais, les mares, etc.
Lotique	Qualifie les habitats d'eau douce et courante comme les ruisseaux, les rivières, les sources, etc.
Niche écologique	Ensemble des conditions nécessaires et des ressources utilisées par une population particulière dans un écosystème. Rôle fonctionnel des organismes d'une population dans leur communauté.
Ontogénie	Développement de l'individu du moment où l'œuf est fécondé jusqu'à l'âge adulte.
Ontogénique	Relatif à l'ontogénie. Développement ontogénique.
Phytocénose	Biocénose végétale.
Processus (écologique)	Déroulement de la série d'événements, de phases ou de changements graduels constituant les phénomènes naturels et spatiotemporels de l'environnement, de nature physique, chimique, climatique, biologique, écologique, démographique, etc. Ce déroulement d'un phénomène naturel mène à un résultat particulier

dans le cadre des interactions écologiques entre les organismes vivants et leur environnement.

<i>Rescue effect</i>	Effet par lequel une population dans une parcelle d'habitat isolée se voit renforcée par l'immigration d'individus de la même espèce, et ainsi préservée de l'extinction; l'arrivée de congénères fait diminuer les probabilités d'extinction de la population isolée
Résilience	Capacité d'un écosystème, d'un habitat, d'une population ou d'une espèce de revenir à un état originel et de retrouver son fonctionnement naturel à la suite d'une perturbation.
Semi-lotique	Qualifie les habitats d'eau douce dont l'eau coule moyennement rapidement.
Services écologiques	Bénéfices que les humains obtiennent de la biosphère et des écosystèmes. Ils incluent les services de support, d'approvisionnement, de régulation, culturels et ontogéniques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a; Limoges, communication personnelle).
Transect	« Ligne ou bande étroite qui traverse un milieu donné, le long de laquelle sont localisées des stations d'observation, de mesure ou d'échantillonnage qui permettent de faire l'analyse, le profil ou la cartographie de ce milieu » (Office québécois de la langue française, 2009).
Ubiquiste	« Se dit d'une espèce ou d'un organisme à grande plasticité écologique, qui se rencontre dans des milieux très différents » (Office québécois de la langue française, 2009).
Zoocénose	Biocénose animale.

Liste des sigles, des symboles et des acronymes

COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François
LAU	Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (Gouvernement du Québec)
LHE	Ligne des hautes eaux (Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement (Gouvernement du Québec)
MA	Millenium Ecosystem Assessment
MAMR	Ministère des Affaires municipales et des Régions (Gouvernement du Québec)
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (Gouvernement du Québec)
MRC	Municipalité régionale de Comté (Gouvernement du Québec)
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Gouvernement du Québec)
SAD	Schémas d'aménagement et de développement

Introduction

L'homme, à travers son histoire naturelle et culturelle, a modifié son environnement et « [s'est évertué] à déforester, à fabriquer des espaces ouverts » (Burel et Baudry, 1999, p. XIX). Cette transformation du paysage par l'activité humaine a aussi modifié la distribution et la composition des écosystèmes et des communautés naturelles, à l'échelle locale comme à l'échelle du paysage. La fragmentation et la perte d'habitat sont des symptômes de cette transformation. Elles affectent la connectivité structurelle et fonctionnelle du paysage. La dégradation de l'habitat et la perte de connectivité dans les écosystèmes altèrent la réalisation des processus, comme les flux écologiques, et la biodiversité.

Une des approches dans le domaine de la conservation et de la gestion des écosystèmes vise ainsi à préserver ces processus écologiques, plutôt que de cibler uniquement la protection des espèces, en vue de préserver le fonctionnement naturel et les mécanismes évolutifs propres aux écosystèmes (Dynesius et Nilsson, 1994; Primack, 2006). En visant la préservation de la réalisation des processus et des fonctions écologiques, l'objectif de cette approche est de protéger les propriétés actives et les rôles particuliers que joue un écosystème à l'intérieur du paysage.

On entend par processus écologique le déroulement de la série d'événements, de phases ou de changements graduels constituant les phénomènes naturels et spatiotemporels de l'environnement, qu'ils soient de nature physique, chimique, climatique, biologique, écologique, démographique, etc. Ce déroulement d'un phénomène mène à un résultat particulier dans le cadre des interactions écologiques entre les organismes vivants et leur environnement. Les processus écologiques déterminent la nature et le fonctionnement d'ensembles écologiques comme une communauté, un écosystème, un paysage ou un de ses éléments, etc. La réalisation des processus mène à la réalisation des fonctions écologiques, qui représentent les rôles et les caractères propres de l'écosystème. Une stratégie de conservation efficace est donc une stratégie qui se fonde sur la connaissance approfondie de la nature, des mécanismes de fonctionnement, des processus et des fonctions de l'écosystème, et qui intègre ces paramètres dans la mise en œuvre (Millennium

Ecosystem Assessment, 2005). Autrement, l'atteinte des objectifs de protection ou de restauration est beaucoup moins probable.

Par ailleurs, la protection des écosystèmes incombe de plus en plus à l'État. Les stratégies de conservation s'institutionnalisent, mais leur mise en œuvre est souvent en conflit avec les autres usages du territoire. Le cas des bandes riveraines sur le territoire du Québec en est un bon exemple : la nécessité croissante de préserver les écosystèmes aquatiques et riverains de la dégradation se frappe à l'intensification de l'occupation et de l'exploitation du territoire par l'homme. La responsabilité et le défi de l'État sont entre autres de gérer ces conflits d'usage, ce qui oblige les décideurs à faire d'importants compromis stratégiques et d'intégrer les contraintes politiques et socioéconomiques dans la planification et la mise en œuvre des stratégies de protection.

La question de cet essai porte ainsi sur la capacité des bandes riveraines définies selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec de maintenir la fonction de corridor écologique. On veut ici savoir si la stratégie de « protection minimale adéquate » de la Politique fait en sorte que les bandes riveraines présentent toujours une physionomie permettant la réalisation des processus et des fonctions écologiques communément attribués aux écosystèmes riverains naturels, dont principalement celle de corridor écologique.

Dans cet essai, le parcours proposé consiste donc à définir la nature, le fonctionnement et les rôles des écosystèmes riverains, des bandes riveraines, puis des corridors écologiques. Par la suite, la comparaison des paramètres définis permettra de répondre à la question théorique et de réfléchir sur la problématique. Cette démarche permet enfin de poser un regard critique sur l'écart problématique entre la connaissance scientifique que l'on a des écosystèmes et la difficulté de transférer cette compréhension dans les mesures gouvernementales de protection.

Chapitre 1

Les écosystèmes riverains et les bandes riveraines : la perspective écologique *versus* la perspective anthropique

1.1 Définition écologique de l'écosystème riverain

L'écosystème riverain est d'abord un écosystème, c'est-à-dire un système ouvert et hiérarchique où l'ensemble des éléments biotiques, appelés biocénose ou communauté, et abiotiques, appelés biotope, entretient des relations de réciprocité et interagit pour former un système stable, selon divers niveaux d'organisation et de complexité (Primack, 2006; Aber et Melillo, 2001). L'écosystème riverain est un élément du paysage le plus souvent défini comme la bande de terrain couverte de végétation formant la transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique, le long des plans et cours d'eau (Naiman et Décamps, 1997; Fischer et Fischenich, 2000; Gagnon et Gangbazo, 2007). L'écosystème riverain est un élément structurel et fonctionnel du paysage, qui se distingue des autres éléments du paysage par ses conditions abiotiques et biotiques. Une foule de phénomènes physiques et écologiques y entrent en interaction, le façonnent et le modifient. La morphologie du milieu et la biocénose influencent en retour les interactions entre les phénomènes physiques et écologiques. Les écosystèmes riverains sont des systèmes intégrés en interaction avec les milieux voisins. Décamps *et al.* (2004) soulignent en effet que les écosystèmes riverains possèdent d'importantes propriétés écologiques qui dépassent les limites de leur étendue, ce qui leur confère une grande complexité, une grande variabilité d'un site à l'autre, et fait d'eux des systèmes écologiques parmi les plus importants pour le maintien de la vitalité des paysages (Naiman et Décamps, 1997).

Naiman et Décamps (1997) présentent le milieu riverain avant tout comme une zone d'interface. C'est un milieu complexe et dynamique où de multiples variables, provenant en grande partie des milieux voisins, influencent, voire contrôlent les patrons et les processus

qui s'y produisent, selon des gradients d'amplitude. Cette zone particulière régule les flux d'énergie et de matière entre les milieux adjacents.

*« Interfaces have resources, control energy and material flux, are potentially sensitive sites for interactions between biological populations and their controlling variables, have relatively high biodiversity, maintain critical habitat for rare and threatened species, and are refuge and source areas for pests and predators. »*¹ (Naiman et Décamps, 1997, p. 622.)

Naiman et Décamps (1997) et Fischer et Fischenich (2000) ajoutent qu'en tant qu'interfaces, les écosystèmes riverains forment une mosaïque très particulière de formes, de conditions et d'espèces dont, fréquemment, le nombre est disproportionnellement élevé par rapport à la superficie. Ilhardt *et al.* (2000) proposent plutôt une définition de l'écosystème riverain fondée sur la perpétuation de ses fonctions écologiques sur plusieurs dimensions. Ces dimensions atteignent les écosystèmes terrestres et aquatiques, les eaux souterraines, le sommet de la canopée, la plaine inondable, le sommet des pentes adjacentes où l'eau est drainée jusqu'au chenal, l'intérieur des terres, et s'étendent sur tout le long du cours d'eau à des largeurs variables (Ilhardt *et al.*, 2000). Pour ces auteurs, le milieu riverain se définit plus par ses fonctions que par ses composantes, ces dernières étant plutôt la résultante des patrons, fonctions et processus écologiques. Divers facteurs de l'environnement participent à la création et à l'évolution de l'écosystème riverain et agissent selon une certaine hiérarchie (Naiman et Rogers, 1997; Ward, 1998).

1.2 Dynamiques, processus et facteurs écologiques qui déterminent les écosystèmes riverains

1.2.1 Facteurs abiotiques

Pour décrire les milieux riverains, il faut d'abord comprendre les mécanismes qui régissent les systèmes fluviaux dont ils font partie. Plusieurs auteurs (Brinson, 1990; Malanson, 1993; Naiman et Décamps, 1997) affirment que la structure, la dynamique et la composition des

¹ Les interfaces ont des ressources, contrôlent les flux d'énergie et de matière, sont des sites potentiellement sensibles aux interactions entre les populations biologiques et les variables qui les contrôlent, possèdent une biodiversité relativement élevée, maintiennent un habitat critique pour des espèces rares et menacées, et représentent un refuge et des aires sources pour les pestes et les prédateurs. (traduction libre)

systèmes fluviaux, dont font partie les écosystèmes riverains, sont influencées par les interactions complexes entre l'hydrologie, la géomorphologie, la luminosité et la température qui affectent tout le réseau hydrographique. Gregory *et al.* (1991) et Ward (1998) soutiennent aussi que dans cette hiérarchie de facteurs, ceux de nature physique comme la géologie, la géomorphologie et l'hydrologie régionales sont les premières variables intervenant sur la morphologie des systèmes fluviaux et riverains. La nature géologique du terrain détermine l'effet qu'aura le travail de l'eau sur le substrat rocheux : l'eau creuse et suit les strates les moins résistantes à l'érosion (Ward, 1998). Le réseau hydrographique d'un bassin est donc le reflet de la résistance relative des couches du substrat rocheux. Le lit des cours d'eau et les réseaux hydrographiques se dessinent par un processus d'érosion différentielle, qui peut être accentué par la topographie du terrain et le débit de l'eau. Cette relation entre le travail de l'eau et la nature géomorphologique du terrain peut contraindre ou favoriser la migration des chenaux. De tous ces facteurs, c'est l'hydrologie qui, en interaction avec la géologie locale, reste le facteur le plus important, suggèrent Naiman et Décamps (1997). Le régime hydrologique détermine en partie le taux local d'érosion et de déposition des sédiments, ainsi que la migration latérale du chenal. Ces derniers paramètres influent ensuite sur les processus d'établissement, la composition et les patrons de distribution de la végétation riveraine.

Gregory *et al.* (1991) et Ward (1998) identifient ainsi deux types de cours d'eau : les cours d'eau contraints et les cours d'eau non-contraints ou alluviaux. Dans le premier cas, Ward (1998) montre que les contrôles géologiques limitent sévèrement la migration du lit du cours d'eau. Les cours d'eau sont généralement droits, à travers des canyons escarpés. Le substrat est formé de dépôts superficiels constitués de sédiments grossiers, par-dessus la roche mère. Tout comme le chenal, la plaine inondable est contrainte et réduite. La végétation riveraine se voit donc limitée à un mince corridor (Gregory *et al.*, 1991). À l'opposé, les cours d'eau alluviaux coulent à travers des sédiments non consolidés, transportés et déposés par l'eau courante. Les plaines inondables y forment des vallées d'alluvions beaucoup plus larges, créées par les processus d'érosion, de transport et de déposition des sédiments; les rivières peuvent y migrer latéralement (Ward, 1998; Olivier et Perrin, 2005). La pente et l'énergie de l'eau interviennent aussi dans l'intensité de ces processus. Typiquement, ces systèmes fluviaux sont très dynamiques et instables. À l'état

naturel, la forme et le cours du lit sont rarement définitifs, et la plaine inondable est sans cesse modelée et remodelée (Olivier et Perrin, 2005). La plaine inondable des systèmes fluviaux alluviaux s'en trouve ainsi développée et elle supporte toute une gamme de plans d'eau à la morphologie complexe : méandres, chenaux anastomosés ou en tresses, bras morts, plans d'eau et milieux humides parafluviaux, ruisseaux et tributaires connexes, etc. On y observe donc la présence simultanée d'eaux de surface, souterraines, courantes, stagnantes, permanentes, temporaires ou périodiques... Par ailleurs, formées à des époques souvent différentes, ces formes géomorphologiques fluviales portent des communautés végétales spécifiques, dont l'âge et le stade de succession varient (Gregory *et al.*, 1991; Décamps *et al.*, 2004). Dans ce contexte, l'apparition d'un bras mort contribue par exemple à la diversification des habitats locaux. Ward (1998) et Décamps *et al.*, (2004) ajoutent aussi que de cette dynamique résulte une grande hétérogénéité, mise en évidence par la variété des communautés végétales et des stades de succession simultanément présents dans les plaines alluviales. Une grande partie de la biodiversité associée aux paysages riverains est attribuable à cette hétérogénéité à l'échelle de l'habitat. La géologie et les conditions hydrogéomorphologiques influent donc directement et indirectement sur la biodiversité du paysage riverain.

La grande hétérogénéité qui caractérise les systèmes fluviaux et leurs écosystèmes riverains est aussi engendrée par la variété des conditions hydrogéophysiques rencontrées tout le long du parcours d'un réseau hydrologique. Dans l'écosystème riverain, l'hétérogénéité se manifeste sous de multiples formes et dimensions, variant dans le temps et l'espace, et se matérialise entre autres à l'intérieur de différents gradients. La variété des communautés végétales qui se développent dans le réseau hydrologique témoigne de cette hétérogénéité. Les gradients longitudinal (de l'amont à l'aval), latéral (du bord de l'eau jusqu'aux terres), vertical (du sol à la canopée) et temporel (trajectoires de succession, cycles divers, régime des perturbations) constituent ces quatre dimensions. L'hétérogénéité, multidimensionnelle, participe donc à la diversification des patrons, des processus et des fonctions écologiques du biote. L'hétérogénéité est aussi un déterminant des dimensions spatiales que prendront les communautés végétales riveraines dans les différentes formes géomorphologiques fluviales d'un même hydrosystème par exemple (Gregory *et al.*, 1991).

Les gradients

Ward (1989) parle des quatre dimensions des écosystèmes lotiques (cours d'eau à écoulement rapide) : longitudinale en parlant des interactions entre l'amont et l'aval, latérale en parlant des interactions entre le chenal et les systèmes riverains ou les plaines inondables, verticale en parlant des interactions entre l'eau de surface et l'eau de la zone hyporhéique (nappe aquifère alluviale située sous les cours d'eau et les plaines inondables), puis temporelle en parlant des changements et de l'évolution du système lotique dans le temps. Cette notion de multidimensionnalité peut aussi s'appliquer aux écosystèmes riverains. Les gradients représentent l'ensemble des changements, parfois directionnels, qui surviennent dans l'axe d'une dimension. Ils se manifestent entre autres par le changement graduel dans la composition biologique de l'écosystème, par exemple dans la présence, la récurrence et la densité des populations d'espèces ou de groupes d'espèces végétales et animales. Les changements s'opèrent en réponse aux variations des facteurs physiques sur les quatre dimensions. Ces facteurs sont principalement la luminosité, le régime des températures et des précipitations, l'altitude, la topographie, la géologie et la nature du sol, la vitesse d'écoulement, les décharges alluviales ainsi que le régime des perturbations. Ces gradients parcourent tout l'hydrosystème, les écosystèmes riverains y compris, des sources jusqu'à l'embouchure.

Le gradient longitudinal concerne les changements qui s'opèrent dans l'écosystème riverain le long d'un cours d'eau, que l'on divise commodément en trois domaines : amont, intermédiaire et aval. En régions tempérées, le chenal en amont se trouve souvent assez étroit, rectiligne et stable. Dans le domaine intermédiaire et en aval, le cours d'eau devient souvent beaucoup plus complexe, instable ou mobile; bien des rivières présentent des morphologies anastomosées ou méandreuses au cours de leur progression vers l'embouchure. L'évolution morphologique influe donc sur l'aspect et la structure de la plaine inondable : en fonction de l'importance des contraintes géologiques ou topographiques et de l'importance du dynamisme du chenal, la plaine inondable comme le corridor végétal riverain sont naturellement plus ou moins étendus, complexes et développés.

Le gradient longitudinal n'est pas toujours régulier dans sa progression et une mosaïque de parcelles aux conditions physiques, hydrologiques et biologiques particulières, se succèdent

le long de cet axe (Thorp *et al.*, 2006; Hestir, 2007). Il est tout à fait possible d'observer par exemple des lits contraints et alluviaux, ainsi que des conditions lotiques, semi-lotiques et lentiques, le long d'un même cours d'eau. Le changement des conditions engendre des variations plus ou moins importantes, graduelles ou subites dans les communautés biotiques le long du gradient longitudinal (Ward, 1998). Le long de certains cours d'eau, les conditions et les communautés riveraines rencontrées en amont peuvent être très différentes de celles retrouvées en zone intermédiaire ou en aval, alors que le long d'autres cours d'eau, certaines communautés peuvent apparaître plus d'une fois le long d'un même corridor riverain (Thorp *et al.*, 2006). Les communautés constituent une pierre angulaire dans la réalisation des cycles biogéochimiques (Décamps *et al.*, 2004), tandis que leur patron longitudinal contrôle significativement le mouvement et les échanges d'eau, de nutriments, de sédiments et d'espèces (Naiman et Décamps, 1997 ; Gregory *et al.*, 1991). La nature linéaire des écosystèmes riverains et des communautés qui les constituent contribue par ailleurs à la connectivité entre les éléments du paysage, d'amont en aval (Gregory *et al.*, 1991; Décamps *et al.*, 2004).

Dans l'axe latéral du corridor riverain, le gradient transversal s'étend depuis l'eau jusqu'à l'intérieur des terres. Ce gradient est marqué par l'influence du milieu aquatique d'un côté, et par celle du milieu terrestre de l'autre. Le long de ce gradient se produisent d'importants processus écologiques : déplacements actifs et passifs d'organismes, transferts d'eau, de nutriments et de matière organique entre le cours d'eau et sa plaine inondable ou son écosystème riverain, notamment lors des crues et des inondations (Ward, 1989; Décamps *et al.*, 2004). Ward (1989) et Décamps *et al.* (2004) traitent de l'importance du rôle joué par le régime des crues sur la composition, la productivité et le stade de succession de la végétation riveraine. En retour, cette végétation influence la morphologie du chenal, l'intensité de la lumière ou de l'ombre projetée sur l'eau, la température de l'eau et l'hétérogénéité des habitats (Décamps *et al.*, 2004). La nature de la végétation riveraine agit aussi sur la quantité et la qualité des éléments vivants et non vivants qui vont atteindre le cours d'eau depuis les milieux terrestres adjacents. Les interactions se réalisent donc dans les deux sens, ce qui rend le gradient transversal dynamique et « bipolaire ». Aussi, l'importance relative des conditions aquatiques et terrestres change à mesure que l'on progresse dans le gradient. De ce fait, la limite terrestre de l'écosystème riverain est souvent

à peine perceptible, car elle est déterminée par le seuil au-delà duquel les facteurs, les conditions et les processus écologiques provenant du milieu aquatique n'ont plus d'influence sur le milieu terrestre. Ainsi, plus on s'éloigne de l'eau, plus l'influence du milieu aquatique s'atténue, et plus les conditions terrestres deviennent importantes, puis dominantes (figure 1.1). En fonction des conditions climatiques, physiques, hydrologiques et biologiques présentes, l'écosystème riverain peut s'étendre latéralement sur quelques mètres seulement, lorsque le lit est contraint, ou jusqu'à plusieurs centaines de mètres, dans une vaste plaine inondable par exemple. L'étendue latérale de l'écosystème riverain peut être délimitée par la présence et l'intensité des processus écologiques particuliers observés dans ce milieu marqué par le lien entre l'eau et la terre (Gregory *et al.*, 1991; Fischer and Fischenich, 2000; Vermont Agency of Natural Resources, 2005).

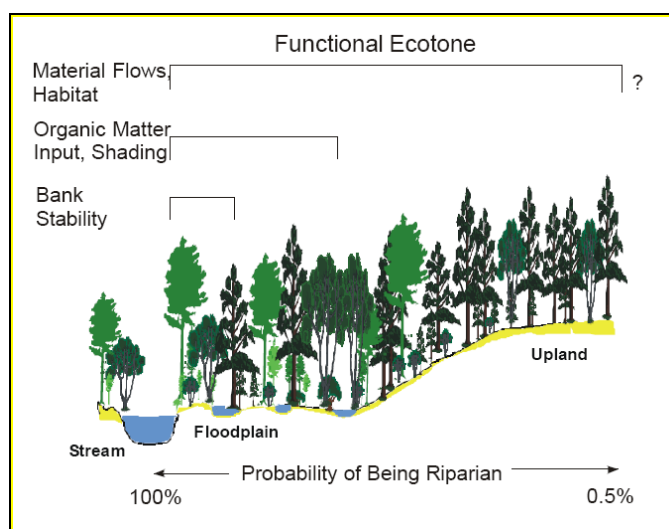


Figure 1.1 La probabilité pour une section d'être riveraine dépend de l'intensité des fonctions et des processus liés à l'influence du milieu aquatique, à travers l'écotone riverain

Source : Ilhardt, B.L., Verry, E.S. et B.J. Palik (2000), p. 11

La nature d'écotone de l'écosystème riverain se manifeste particulièrement par la présence d'un gradient d'atténuation de l'influence du milieu aquatique et d'exposition à la lumière de la bordure vers l'intérieur de l'écosystème. Ceci provoque deux transitions majeures : le passage d'un milieu humide à un milieu sec, et le passage d'un milieu de lisière à un milieu

d'intérieur, lorsque la végétation est assez développée pour que le phénomène s'observe. En bordure de l'eau, la luminosité et les perturbations sont plus intenses, alors que dans l'intérieur de la végétation, d'autres conditions prévalent et la composition comme la diversité des espèces changent.

Le gradient transversal représente un aspect important de la caractérisation des écosystèmes riverains. En fonction de la progression des changements dans la communauté végétale, on peut observer le passage d'une dominance par les espèces aquatiques obligées et facultatives à une dominance par les espèces terrestres facultatives et obligées (MDDEP, 2007). Ce seuil de transition permet entre autres d'identifier la ligne des hautes eaux (MDDEP, 2007), un élément important pour la délimitation des bandes riveraines définies selon la Politique québécoise de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.

Le gradient vertical dans les cours d'eau est défini par Ward (1989; 1998) comme le lien entre les eaux de surface et les eaux de la zone hyporhéique du cours d'eau. Dans l'écosystème riverain, le gradient vertical se manifeste plutôt comme le lien entre le sol, avec la nappe d'eau souterraine, et la canopée. Entre la canopée et le sol existe un gradient décroissant de l'intensité lumineuse ainsi qu'une distribution hétérogène de l'énergie, de l'eau, de la biomasse et des espèces (Aber et Melillo, 2001). De plus, la hauteur et les fluctuations saisonnières de la nappe d'eau, alimentée notamment par les apports d'eau provenant du cours d'eau, influent sur la disponibilité de l'eau dans le sol et donc agissent sur la hauteur, la structure et la composition de la végétation riveraine (Vassilis, 2008; Aber et Melillo, 2001). Ce gradient réfère donc au développement en hauteur de la phytocénose riveraine et à son étagement, et sera désigné gradient stratigraphique, en référence aux quatre strates pouvant composer la colonne de végétation : les strates muscinale, herbacée, arbustive et arborée. La présence d'une ou plusieurs strates caractérise la structure de la végétation, qui, en plus du régime fluvial et des conditions hydriques du sol, est aussi fortement déterminée par le climat, la topographie du terrain, la nature des sols, la compétitivité entre les espèces végétales, les perturbations et l'usage anthropique du territoire. Une structure étagée de la végétation offre une plus grande variété de niches écologiques, ce qui favorise la présence d'une plus grande diversité d'espèces, tant végétales qu'animales. À cet effet, Jobin *et al.* (2004) soulignent que la structure de la

végétation riveraine, selon qu'elle est dominée par des plantes herbacées, des arbustes ou des arbres, influe grandement sur la richesse et l'abondance des espèces animales présentes.

Le dernier gradient de l'écosystème riverain est celui du temps. Loin d'être d'importance secondaire, le gradient temporel est celui des cycles, des trajectoires de succession, des réponses aux perturbations et de l'évolution (Ward, 1989). Plusieurs travaux (Connell, 1978; Ward, 1989) ont montré qu'un écosystème stimulé par un régime de perturbations à fréquence modérée présentait une plus grande richesse en espèces. Lorsque le taux de perturbations est bas, l'exclusion compétitive domine les autres interactions interspécifiques. Au contraire, lorsque le taux de perturbations est très élevé, les conditions défavorables empêchent beaucoup d'espèces de s'installer dans l'habitat qui ne convient qu'aux espèces pionnières, résilientes et mobiles (Ward, 1989). Ces deux situations extrêmes ne favorisent donc pas le développement d'une grande richesse spécifique. Ce sont les phénomènes cycliques à l'échelle de l'écosystème, à différentes échelles de temps, que l'on peut étudier sur cet axe. Le gradient temporel est difficile à dissocier des gradients spatiaux qui, ensemble, marquent la persistance des patrons et des processus écologiques dans le temps et l'espace.

Le régime des crues

Pour Naiman *et al.* (1993) et Ward (1998), bien plus que le substrat physique, ce sont le régime hydrologique et le régime des perturbations qui sculptent les milieux riverains. Ward (1998) qualifie même les écosystèmes qui les occupent de dépendants du régime hydrologique qui contrôle les crues et les inondations. Le régime des crues est un concept qui fait référence à la dynamique saisonnière des flux d'eau d'un système fluvial, et qui détermine les patrons et processus associés à l'amplitude des crues entre l'étiage et l'inondation. La poussée des décharges provenant du cours d'eau, c'est-à-dire les crues et les inondations, constitue une force motrice qui établit un lien de connectivité entre l'écosystème aquatique et l'écosystème riverain ou la plaine inondable, en permettant des échanges d'eau, de matière et d'organismes à travers le gradient transversal et le gradient longitudinal (Tockner *et al.*, 2000; Décamps *et al.*, 2004). Le concept de régime des crues concerne donc les échanges latéraux entre les cours d'eau et leurs plaines inondables, ainsi

que l'alternance entre la phase sèche et la phase inondée de ces mêmes lieux (Tockner *et al.*, 2000; de Resende, 2004; Décamps *et al.*, 2004). Poff *et al.* (1997) et Thorp *et al.* (2006) reconnaissent cinq composantes importantes qui caractérisent le régime naturel des crues : 1) l'amplitude du déversement, 2) la récurrence d'un niveau donné, 3) la durée d'événements de crues spécifiques, 4) la saisonnalité ou prédictibilité des crues et inondations, et 5) la rapidité de changement des niveaux d'eau. Tockner *et al.* (2000) expliquent que le régime naturel des crues et l'expansion des surfaces inondées sont alimentés par plusieurs facteurs : les eaux de pluie, l'eau des tributaires, les eaux de ruissellement, l'eau du sol et les fluctuations du niveau de la nappe d'eau souterraine. À ceux-ci peuvent s'ajouter les eaux de fonte, au printemps.

Le régime des crues et des inondations est un facteur crucial dans la compréhension des écosystèmes fluviaux et riverains, car il témoigne de la dynamique interne de chacun. Dans beaucoup de ces systèmes, ce régime de hausses et de baisses périodiques du niveau de l'eau, avec l'envahissement plus ou moins important des terres par les eaux, assure le lien entre le cours d'eau principal et sa plaine inondable. Ces flux d'eau sont l'un des principaux facteurs du dynamisme des systèmes fluviaux : le mouvement des eaux participe aux processus d'érosion, de transport et de dépôt des sédiments, ainsi qu'à l'hétérogénéité spatio-temporelle du paysage riverain (Tockner *et al.*, 2000). Les crues nourrissent la plaine inondable et les plans d'eau parafluviaux en charriant eau, sédiments, matière organique et nutriments, en participant à la dispersion de certains organismes et propagules, et en remaniant les habitats (Décamps *et al.*, 2004). Nombre d'organismes aquatiques, semi-aquatiques et terrestres bénéficient de ce processus d'expansion et de contraction des eaux qui réorganise l'écosystème de manière cyclique.

Le régime des perturbations

Les perturbations sont aussi un élément moteur de la dynamique des écosystèmes riverains. Lorsqu'on parle de régime de perturbations, on réfère à des événements, cycliques ou stochastiques, qui engendrent des dégradations, d'ordre mécanique ou biologique. Les perturbations naturelles les plus courantes sont causées par les inondations exceptionnelles,

les feux, les chablis, le rabotage par les glaces, les décharges importantes de sédiments causant des ensevelissements, la sécheresse et les épidémies de pathogènes.

De par leur position dans le paysage, les zones riveraines sont des lieux fortement exposés aux perturbations. Les espèces résidentes sont inégalement adaptées à l'une ou l'autre de ces perturbations. La communauté de l'écosystème est remaniée en fonction des traits d'histoire de vie des espèces résidentes, qui font qu'elles sont affectées différemment par une perturbation donnée (Platt et Connell, 2003). Les traits d'histoire de vie déterminent la capacité propre des individus ou des espèces à survivre à une perturbation, à se remettre des dégâts ou du changement des conditions du site, ou encore à recoloniser le site après la perturbation.(Platt et Connell, 2003). Suite au passage d'une inondation, d'un feu, d'un chablis ou d'une épidémie, la communauté se transforme en fonction des organismes qui résistent, récupèrent ou disparaissent. Selon la nature de la perturbation, certaines espèces sont favorisées ou défavorisées par rapport aux autres. Les perturbations peuvent permettre l'installation de nouvelles espèces, favoriser ou inhiber la prolifération d'espèces déjà en place, ou encore affecter, plus ou moins intensément, le cours d'une succession dans une communauté (Platt et Connell, 2003).

Les écosystèmes riverains deviennent une sorte de carrefour de biodiversité, en espèces comme en habitats, du fait de leur nature d'interface et de la rencontre d'un grand nombre de facteurs biogéoclimatiques et de processus écologiques provenant des milieux aquatiques et terrestres adjacents.

1.2.2 Facteurs biotiques : pourquoi les écosystèmes riverains supportent-ils une grande biodiversité ?

On a vu que la structure, la composition, les caractéristiques biotiques et les trajectoires des communautés riveraines sont le reflet de la particularité des dynamiques systèmes fluviaux (Gregory *et al.*, 1991 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Ward, 1998 ; Ward *et al.*, 1999 ; Décamps *et al.*, 2004; Thorp *et al.*, 2006). Ces systèmes fluviaux, qui comprennent les écosystèmes riverains, forment des séries interconnectées de biotopes et de gradients environnementaux, avec leurs conditions et leurs communautés biotiques particulières (Ward 1998). À l'intérieur des systèmes fluviaux et des écosystèmes riverains, ces séries interconnectées forment des

patrons de distribution des éléments constitutants, comme les sols, la matière organique, les espèces et les communautés, les ressources alimentaires disponibles, la radiation solaire, etc., à l'échelle régionale et locale (Thorp *et al.*, 2006). Selon la dynamique du système fluvial, ces patrons sont plus ou moins stables dans le temps et l'espace (Thorp *et al.*, 2006). Décamps *et al.* (2004) et Gagnon et Gangbazo (2007) expliquent la diversité et le dynamisme particuliers des écosystèmes riverains par leur position même dans le paysage, soit juxtaposée aux milieux aquatique et proprement terrestre. Cet emplacement exposé aux perturbations naturelles et à la variabilité des conditions saisonnières favorise le remaniement de la mosaïque des communautés et des habitats. Ceci réduit considérablement les effets de la compétition comme l'exclusion d'une espèce par une autre (Naiman *et al.*, 1992 ; Naiman *et al.*, 1993 ; Spackman et Hughes, 1995 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Ward, 1998). La stabilité des écosystèmes riverains les moins perturbés permet la coévolution, mais parfois aussi l'exclusion compétitive d'espèces, alors que chez les plus dynamiques, l'intensité accrue des perturbations contrôle l'expansion des populations et des peuplements. La figure 1.2 schématise les relations supposées entre perturbations, ressources et biodiversité, révélant en quelque sorte une ligne d'équilibre où la biodiversité peut se développer à son plein potentiel.

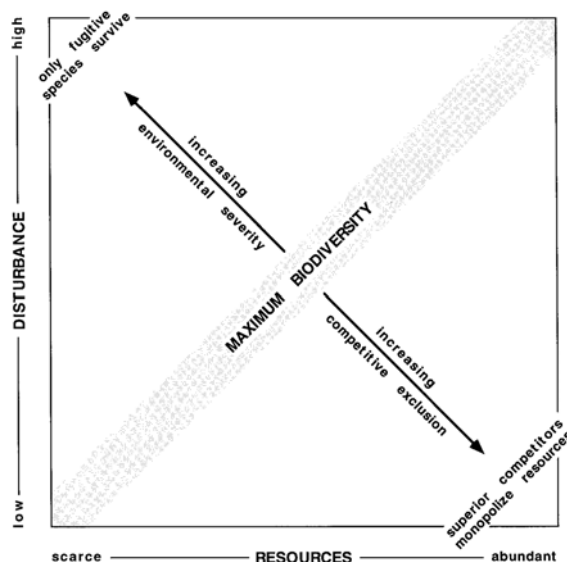


Figure 1.2 Relations présumées entre perturbations, ressources et biodiversité.

Source : Ward, J.V., Tockner, K. et F. Schiemer (1999). p. 128

D'autres facteurs liés à l'écologie des communautés façonnent l'écosystème riverain, une fois atteinte sa mise en place en réponse aux facteurs physiques, climatiques et hydrologiques. Les communautés s'établissent en fonction des gradients physiques du milieu, des exigences écologiques des organismes (demandes en eau, luminosité, nutriments, températures, types de sols, etc.) et de leur résistance aux perturbations. Suite à l'arrivée des espèces pionnières, les successions poursuivent les processus écologiques des communautés.

Les successions

Les successions écologiques correspondent aux changements cumulatifs, plus ou moins directionnels et observés à travers le temps, dans la composition en espèces d'une communauté d'un site donné (Clements, 1916; Pickett *et al.*, 1987; Platt et Connell, 2003). Elles sont souvent marquées par l'apparition d'espèces qui en remplacent d'autres. Les successions participent à l'hétérogénéité des paysages riverains. Thorp *et al.* (2006) mentionnent deux types de dynamiques de succession des communautés riveraines : les remplacements saisonniers des espèces et les successions véritables. Le premier type de succession est associé aux cycles saisonniers ou annuels, ou encore aux effets cumulatifs de la dispersion pour occuper les niches écologiques à l'intérieur d'environnements qui ont été préalablement perturbés. Le second type, la succession véritable, se manifeste par l'interaction entre les espèces à travers le temps ou par leur réponse à un changement des conditions environnementales, à la suite à une perturbation de nature hydrologique par exemple. Le changement des conditions provoque alors une réorganisation prévisible des processus écosystémiques. Cette dynamique de succession suit donc plutôt une trajectoire évolutive.

L'importance relative de la présence de l'un et de l'autre type de dynamique (remplacement saisonnier/cycle ou véritable succession/trajectoire) varie selon le degré de régularité hydrologique. Plus le régime hydrologique est variable et imprévisible, moins la présence et les dynamiques de l'un ou de l'autre type de succession sont prévisibles. Autrement dit, dans un système fluvial d'eau vive, lotique ou semi-lotique, où le travail de l'eau est important, où les perturbations sont fortes, et où l'instabilité et la mobilité des chenaux sont importantes, les remaniements d'habitats risquent d'être fréquents ou de grande amplitude. C'est à ces endroits que la probabilité de rencontrer des successions primaires, issues de la

réinitialisation des successions sur du matériel minéral, est la plus grande. Au contraire, c'est dans un système fluvial plus stable, où les conditions sont plutôt régulières et les perturbations de moindre envergure, qu'il est le plus probable de trouver des communautés ayant évolué vers des stades de succession plus avancés.

L'action animale

Outre la dynamique de la végétation en réponse à celle du milieu physique, l'activité animale participe aussi à structurer les communautés (Naiman et Rogers, 1997). L'habitat se développe selon la réponse de la végétation aux facteurs physiques, et les animaux en modifient la structure et les fonctions par leurs activités (Naiman et Rogers, 1997 ; Décamps *et al.*, 2004). L'action des herbivores sélectifs ou généralistes, des frugivores, des granivores, des prédateurs, etc. agit en effet sur la communauté par la modification progressive de la composition et la distribution de ses espèces. Ces groupes fonctionnels d'espèces animales participent aussi au transfert de l'énergie, de l'eau, de la matière, des organismes (dispersion, déplacement, migration) et des propagules. Naiman et Rogers (1997) rapportent aussi que les animaux les plus grands peuvent modifier mécaniquement l'habitat riverain et créer des microtopographies, notamment par la construction de barrages et de terriers, par le creusage de bauges, et par l'ouverture de nouveaux chenaux. Ces actions augmentent l'hétérogénéité des communautés et la variété des habitats de l'écosystème. Dans ces habitats existent ainsi d'importantes interactions de coévolution entre phytocénose et zoocénose. Celles-ci sont non seulement déterminantes pour la structure, la composition et la régénération des communautés riveraines, mais aussi pour la perpétuation des cycles des éléments et des processus écologiques (Naiman et Rogers, 1997).

Ces facteurs biotiques génèrent dans le milieu riverain une très grande variété de niches écologiques pouvant être occupées et favorisent ainsi le développement de la biodiversité. La figure 1.3 schématise l'interaction de ces facteurs, qui sont les principaux contributeurs au développement de la biodiversité dans les milieux riverains. Le tableau 1.1 résume quant à lui les relations hiérarchiques entre les facteurs qui influencent l'établissement et l'évolution des écosystèmes riverains.

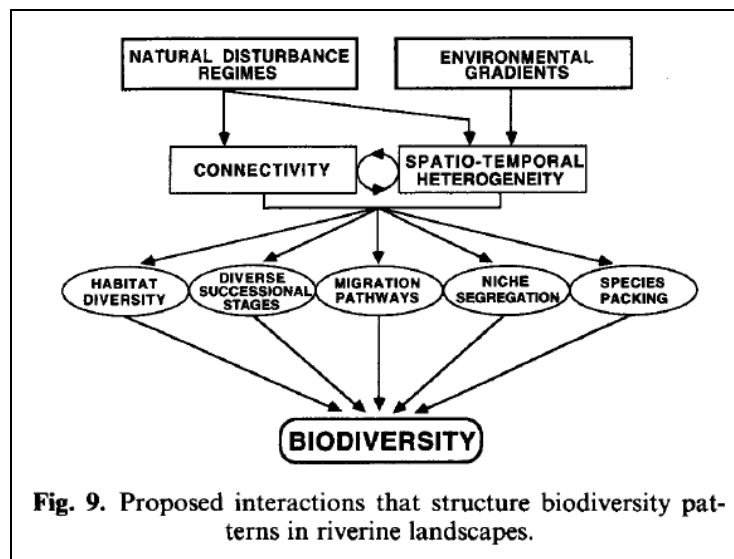


Figure 1.3 Interactions structurant les patrons de biodiversité dans les zones riveraines

Source: Ward, J.V. (1998). p. 276

Différents processus écologiques en lien avec les activités animales sont en action dans les écosystèmes riverains et stimulent leur dynamisme. L'herbivorie, la prédation, la pollinisation, la construction de barrages et d'abris, la modification mécanique de l'habitat, les transferts (dans toutes les directions) d'eau, d'énergie, de matière et d'organismes, en plus des processus de succession, sont des exemples de phénomènes écologiques participant à la transformation, la régénération et l'évolution des écosystèmes riverains.

Tableau 1.1 Hiérarchie des facteurs influençant la structure et les dynamiques dans les écosystèmes riverains

Ordre d'influence	Facteurs	Actions	Conséquences	Échelles approximatives	
				Spatiale (km ²)	Temporelle (ans)
1^{er} ordre	Matière, énergie, eau, gravité, feu	Érosion, déposition, pente, forme, altitude	Formation des sols, macroclimat, géomorphologie	$10^6 - 10^8$	$10^6 - 10^8$
2^e ordre	Altérations biophysiques : modifications de l'habitat par l'activité animale	Construction de barrages, bauges et marres boueuses, terriers, herbivorie	Subdivision du macrohabitat en mesohabitats	$10^{-1} - 10^3$	$10^1 - 10^4$
3^e ordre	Distribution et cyclage des éléments par le biote	Métabolisme, cycle des nutriments, formation de composés chimiques spécialisés	Productivité, succession, distribution biotique, formation de meso- et microhabitats	$10^1 - 10^2$	$10^1 - 10^3$
4^e ordre	Interactions biotiques (incluant les maladies)	Histoire naturelle des stratégies, des processus liés aux populations et aux communautés, des chaînes trophiques, et des épidémies	Compétition, mutualisme, abondance, distribution des microparcelles à l'intérieur de la mosaïque de l'écosystème riverain	$10^{-2} - 10^1$	$10^{-2} - 10^1$

Traduction libre

Source : Naiman, R.J. et K.H. Rogers (1997). p. 522

En somme, de l'interaction des facteurs abiotiques et biotiques à l'intérieur d'un écosystème, comme les écosystèmes riverains, émergent les processus écologiques. De la réalisation de l'ensemble des processus résulte la réalisation de multiples fonctions écologiques, conçues aussi comme les rôles que joue un écosystème.

On parle aussi d'intégrité écologique, par ailleurs, lorsqu'on qualifie la condition intacte d'un écosystème jugé caractéristique de sa région naturelle. L'intégrité écologique est évaluée en fonction de paramètres comme la composition des communautés biologiques, la présence et l'abondance des espèces indigènes, le rythme des changements et le maintien des

processus écologiques (Parcs Canada, 2004). La notion d'intégrité écologique fait aussi appel au caractère dynamique, fonctionnel, productif et non dégradé par l'homme de l'écosystème (Primack, 2006).

Beaucoup de processus et de fonctions écologiques caractéristiques des écosystèmes riverains, donc, lorsqu'ils se déroulent pleinement et naturellement, procurent à l'homme de nombreux bénéfices matériels et immatériels, et peuvent représenter des avantages considérables pour nos activités. Ces fonctions écologiques qui sont bénéfiques pour l'homme et ses sociétés, que ce soit de manière directe ou indirecte, sont alors appelées « services écologiques » (Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005a). Autrement dit, la notion de service écologique est une perspective anthropique des fonctions écologiques des écosystèmes, lorsque l'homme perçoit un bénéfice direct ou indirect de ces fonctions. Voici les principales fonctions et services écologiques associés aux écosystèmes riverains, selon Naiman et Décamps (1997), Bunnell *et al.* (2001), Puth et Wilson (2002), le MDDEP (2002), Morin (2003), et Mander *et al.* (2005) :

- stabilisation des sols par les systèmes racinaires et protection contre l'érosion;
- renfort de la sédimentation des particules en suspension dans l'eau;
- projection d'ombre qui atténue le réchauffement excessif et régulation de la température de l'eau ;
- régulation du climat et de l'hydrosystème à l'échelle locale;
- source d'apports allochtones au cours d'eau et recharge de la nappe phréatique
- diminution de la vitesse d'écoulement du cours d'eau;
- diminution de la vitesse de ruissellement de l'eau et rétention des sédiments ;
- effet de brise-lame qui diminue l'impact des vagues sur la berge et de brise-vent qui limite l'érosion éolienne;
- filtration de la pollution de l'eau de ruissellement en surface et de l'eau d'écoulement souterrain;
- amortissement des crues, des inondations, et des glaces;
- diminution de la turbidité de l'eau;

- recyclage des éléments filtrés en matière organique;
- lieu d'une productivité biologique élevée;
- support d'une grande richesse biologique, en quantité et en variété, et contribution à la biodiversité aquatique et terrestre par la présence d'habitats variés, d'abris, de nourriture;
- aires de reproduction, d'hivernage ou d'estivage pour la faune;
- fonction naturelle de corridor écologique qui maintient des connexions biologiques entre différents éléments du paysage et permet les déplacements d'organismes;
- fonction esthétique et contribution au patrimoine paysager.

Les écosystèmes riverains sont ainsi des environnements dynamiques où l'on retrouve toute une variété, de cycles biogéochimiques et d'organismes adaptés aux régimes des perturbations, à plusieurs échelles de temps et d'espace (Naiman et Décamps, 1997). Ce sont aussi des milieux terrestres de transition hautement influencés, régulés ou perturbés, par le régime hydrologique de l'hydrosystème. Cette exposition particulière à l'eau permet aux espèces semi-aquatiques d'y accomplir nombre d'activités liées au cycle vital, en plus des espèces terrestres qui fréquentent et bénéficient aussi du milieu (Bunnell, 2001). Jobin *et al.* (2004) expliquent que de cette coexistence des espèces terrestres et des espèces semi-aquatiques dans les écosystèmes riverains résulte une diversité biologique accrue, puisque les espèces dépendantes de l'eau comme les espèces fauniques terrestres peuvent utiliser cet écosystème. Décamps *et al.* (2004) ajoutent que les écosystèmes riverains sont des milieux attirants pour une grande variété (de plantes et) d'animaux parce qu'ils y trouvent de l'eau, une végétation de qualité, des routes de migration, des moyens d'éviter la prédation, etc. Le nombre des espèces résidentes combiné au nombre des espèces utilisatrices passagères fait donc en sorte que la diversité biologique est plus grande dans les écosystèmes riverains que dans les milieux adjacents.

Les écosystèmes riverains naturels se distinguent largement des bandes riveraines « anthropisées », bien que ces deux éléments se retrouvent au même emplacement dans le paysage. Ce qu'on appelle « bande riveraine » est la forme résiduelle d'un ancien écosystème riverain après intervention humaine, qui forme une bande de protection limitée

entre le milieu aquatique et le milieu terrestre perturbé. Au Québec, ces bandes riveraines se retrouvent dans les milieux modifiés par l'homme, et sont souvent le résultat d'un aménagement spécifique. Elles sont le résultat de la fragmentation du paysage ou d'un changement de l'occupation du sol, pour l'agriculture, l'activité forestière, l'étalement urbain, ou la construction d'infrastructures industrielles et routières, etc. (Jobin *et al.*, 2004 ; Clergeau et Désiré, 1999 ; Duchesne *et al.*, 1999). Ce terme possède une connotation administrative très forte et fait avant tout référence aux normes de largeur prescrites pour la conservation d'une bande de végétation riveraine permanente. L'expression « bande riveraine » est d'ailleurs généralement préférée au terme « écosystème » à l'intérieur des lois, des règlements et des politiques d'aménagement et de protection du territoire, comme la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec (la Politique).

1.3 Les bandes riveraines et la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec

Les fonctions écologiques des écosystèmes sont comparables aux rôles qu'ils exercent. Les fonctions écologiques qui sont attribuées aux écosystèmes riverains, et aussi aux bandes riveraines, sont classées, selon l'Agence des Ressources naturelles du Vermont (Vermont Agency of Natural Resources, 2005), en quatre rôles : 1) protéger la qualité de l'eau et des habitats aquatiques, 2) fournir des habitats pour la faune terrestre et constituer des corridors de déplacement ou de dispersion, 3) supporter d'importantes communautés naturelles en plus des milieux humides adjacents, et 4) protéger les processus de formation et de stabilisation des chenaux. Du point de vue anthropique, lorsque ces fonctions écologiques nous procurent des bénéfices directs ou indirects, ces fonctions peuvent être répertoriées comme des « services écologiques ». L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MA, 2005a) a regroupé ces services en différentes catégories : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services de support et les services socioculturels. Les services ontogéniques, qui sont liés à la santé, au développement et à l'épanouissement des êtres humains, s'ajoutent depuis récemment à la liste des catégories de services écologiques (Limoges, communication personnelle). De manière générale, ces services nous sont profitables pour notre approvisionnement en ressources naturelles et en nourriture, pour nos activités économiques et récréotouristiques, pour notre santé et notre bien-être, ainsi que

pour notre développement ontogénique (MA, 2005a; Benoît Limoges, communication personnelle). Aux bandes riveraines, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) associe les services écologiques suivants : épuration de l'eau, régulation des niveaux d'eau, filtration d'éléments polluants, stabilisation des berges et protection des sols contre l'érosion, effet de brise-vent et d'écran solaire contre le réchauffement excessif de l'eau, support d'une grande richesse biologique, et mise en valeur du paysage (MDDEP, 2002; 2007). C'est justement la protection de ces services écologiques que vise la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec. Nous nous concentrerons ici sur ce qui concerne les bandes riveraines, pour examiner la définition que la Politique leur attribue, les rôles qu'elle privilégie et défend, et le type de protection qu'elle leur accorde.

Avant d'étudier en détail le contenu de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, il convient d'abord de cerner ce que signifie le terme « politique », ainsi que son encadrement légal, puisque cette information détermine en fait son poids administratif, en plus de la manière dont seront appliquées ses dispositions.

1.3.1 Le cadre légal de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables

La portée d'une mesure ou d'une décision gouvernementale diffère selon qu'il s'agisse d'une loi, d'un règlement ou d'une politique. Ainsi, une politique, au sens légal, représente une directive administrative, donc une :

« ...règle de conduite interne émise par une autorité administrative, en vertu de pouvoirs généraux qui lui sont conférés par la loi, dans le but d'encadrer l'action de ses fonctionnaires ou d'organismes qui sont sous sa juridiction. Elle constitue l'une des formes de l'exercice du pouvoir discrétionnaire de l'autorité administrative. » (Reid, 2004)

La première parution, au Québec, d'une politique gouvernementale en matière de protection des rives, du littoral et des plaines inondables date de 1987. Elle a été par la suite révisée à trois reprises, soit en 1995, en 1996, puis en 2005 (MDDEP, 2007). La dernière modification de la Politique (mai 2005, décret 468-2005) propose donc aux municipalités un cadre et des normes minimales pour la protection des lacs, des cours d'eau et des plaines inondables

(MDDEP, 2007). C'est cependant au MDDEP qu'incombe la responsabilité « d'élaborer et de proposer au gouvernement une Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, de la mettre en œuvre et d'en coordonner l'exécution » (MDDEP, 2007, p. 16), en vertu de l'article 2.1 de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) (MDDEP, 2007). La Politique a été ainsi mise en place avec l'objectif de maintenir et d'améliorer la qualité des cours d'eau, au moyen d'une attention soutenue portée à leurs rives et à leur littoral; elle s'intéresse plus à la qualité de l'écosystème aquatique qu'aux rives elles-mêmes. La Politique s'applique à la propriété publique en milieu hydrique, définie dans le Code civil du Québec comme le « lit des lacs et des cours d'eau navigables et flottables » ainsi que « le lit des lacs et des cours d'eau non navigables ni flottables, qui bordent les terrains aliénés par l'État après le 9 février 1918 (...) ». Ceux-ci sont la « propriété de l'État jusqu'à la ligne des hautes eaux » (MDDEP, 2007, p. 23). Dans son ensemble, la Politique concerne donc tous les cours d'eau, de toutes tailles, à débit régulier ou intermittent, naturels ou artificiels, y compris les fossés qui drainent plus de deux terrains.

Le gouvernement a préféré la forme d'une politique administrative à celle d'une réglementation provinciale notamment pour respecter le pouvoir des municipalités en matière d'aménagement du territoire (MDDEP, 2002). Cette Politique propose un « cadre normatif minimal » (MDDEP, 2007, p. 27) et ses dispositions sont principalement appliquées par l'entremise de la réglementation municipale. Ainsi, en vertu de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* (LAU), les dispositions de la Politique sont intégrées obligatoirement aux schémas d'aménagement et de développement (SAD) des municipalités régionales de comté (MRC), dans un premier temps, puis aux règlements d'urbanisme de chacune des municipalités du Québec, dans un deuxième temps (MDDEP, 2002). La LAU prévoit :

« l'harmonisation des schémas d'aménagement et de développement (SAD) des MRC de façon à ce que leurs objectifs soient conformes à ceux de la Politique et [prévoit] la reprise des normes minimales de celle-ci dans leur document complémentaire. Par la suite, la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* assure la conformité des règlements d'urbanisme de chacune des municipalités au SAD de la MRC » (MDDEP, 2007, p. 18).

Il est cependant impossible pour les MRC d'intégrer dans leur schéma d'aménagement et de développement les dispositions sur les normes d'aménagement forestier qui s'appliquent sur les terres du domaine de l'État. Lorsque la propriété publique en milieu hydrique se situe dans les forêts du domaine de l'État, c'est l'article 171 de la *Loi sur les forêts* qui prévoit l'adoption d'un cadre réglementaire, le Règlement sur les normes d'intervention (RNI), pour assurer, entre autres, la protection des rives des lacs et des cours d'eau ainsi que la protection de la qualité de l'eau (MDDEP, 2007).

On constate ainsi qu'une politique n'a pas force de loi et que ses éléments doivent être d'abord intégrés à des lois ou à des règlements pour acquérir une valeur législative. En ce sens, l'encadrement légal des interventions dans les rives, les zones inondables et le littoral, en vue de la mise en œuvre de la Politique, s'appuie sur des dispositions intégrées à plusieurs lois et règlements provinciaux et fédéraux, dont voici les principaux (tirés de MDDEP, 2007) :

1. *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., c. Q-2)
 - Loi appliquée par le MDDEP.
2. *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* (L.R.Q., c. A-19.1)
 - Loi appliquée par le ministère des Affaires municipales et des Régions (MAMR).
3. *Loi sur le régime des eaux* (L.R.Q., c. R.13)
 - Loi appliquée par le MDDEP (Centre d'expertise hydrique du Québec) et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (pour l'article 3 et la section VIII).
4. *Loi sur la sécurité des barrages* (L.R.Q., c. S-3.1.01)
 - Loi appliquée par le MDDEP (Centre d'expertise hydrique du Québec).
5. *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q., c. C-61.1)
 - Loi appliquée par le secteur Faune du MRNF.
6. *Loi sur les forêts* (L.R.Q., c. F-4.1)
 - Loi appliquée par le secteur Forêt du MRNF.
7. *Loi sur les pêches* (S.R., c. F-14)

- Loi fédérale appliquée à la fois par le ministère des Pêches et des Océans du Canada et par le secteur Faune du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.
8. Loi sur la protection des eaux navigables (L.R. 1985, c. N-22)
- Loi fédérale appliquée par le secteur Sécurité maritime du ministère des Transports du Canada.
9. Loi sur la marine marchande du Canada (L.R. 1985, c. S-9)
- Loi fédérale appliquée par le ministère des Transports du Canada et certaines dispositions par l'intermédiaire du ministère des Affaires municipales et des Régions (MAMR).
10. Code civil du Québec (L.Q., 1991, c. 64)
11. Loi sur les compétences municipales (L.R.Q., c. C-47.1)
- Loi appliquée par les municipalités régionales et locales du Québec.
12. Loi sur la sécurité civile (L.R.Q., c. S-2.3)
- Loi appliquée par le ministère de la Sécurité publique.

En s'appuyant sur douze lois et règlements distincts, administrés par différents ministères et paliers de gouvernement (MDDEP, 2007), la Politique se trouve fragmentée et ses dispositions, appliquées de manière sectorielle. Bonnin (2007) soutient que cette manière classique d'opérer les politiques publiques favorise une « fragmentation de l'espace en instituant des cloisonnements entre les administrations et les politiques sectorielles » (Bonnin, 2007, p. 6). L'auteur ajoute que « cette fragmentation a un impact direct sur la conservation des infrastructures naturelles » (Bonnin, 2007, p. 6).

1.3.2 Définition des bandes riveraines, selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec

Les formes données aux bandes riveraines sont déterminées par les directives et les mesures administratives en vigueur dans un territoire donné, et varient selon la province, l'état ou le pays (Lee *et al.*, 2004). La fonction principale des bandes riveraines est ainsi d'isoler et de protéger les milieux aquatiques des activités humaines. Si l'objectif demeure le

même, c'est-à-dire la réalisation de la fonction de protection des milieux aquatiques, les normes d'intervention et d'aménagement des bandes riveraines varient cependant largement d'une juridiction à l'autre. Ces variations, notamment dans la largeur des bandes riveraines, peuvent refléter le degré d'intégration des facteurs écologiques, économiques, politiques et sociaux à l'intérieur de ces normes (Lee *et al.*, 2004).

Pour sa part, la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec est une mesure gouvernementale ayant pour stratégie la « protection minimale adéquate » (MDDEP, 2007, p. 28) des rives, du littoral et des plaines inondables, et ayant pour objectifs de :

- « Assurer la pérennité des plans d'eau et des cours d'eau, maintenir et améliorer leur qualité en accordant une protection minimale adéquate aux rives, au littoral et aux plaines inondables ;
- Prévenir la dégradation et l'érosion des rives, du littoral et des plaines inondables en favorisant la conservation de leur caractère naturel ;
- Assurer la conservation, la qualité et la diversité biologique du milieu en limitant les interventions pouvant permettre l'accessibilité et la mise en valeur des rives, du littoral et des plaines inondables ;
- Dans la plaine inondable, assurer la sécurité des personnes et des biens ;
- Protéger la flore et la faune typiques de la plaine inondable en tenant compte des caractéristiques biologiques de ces milieux et y assurer l'écoulement naturel des eaux ;
- Promouvoir la restauration des milieux riverains dégradés en privilégiant l'usage de techniques les plus naturelles possible » (MDDEP, 2007, p. 28).

Ces objectifs visent la protection environnementale comme la sécurité publique, et les directives de la Politique s'appliquent aux bandes riveraines se trouvant en milieux urbains (résidentiels, municipaux, commerciaux, industriels), de villégiature, agricoles ou forestiers publics. Les bandes riveraines sont donc délimitées selon des normes de largeur et d'intervention, et non comme le seraient des écosystèmes riverains naturels, c'est-à-dire en fonction d'un seuil de transition au-delà duquel l'influence aquatique disparaît complètement.

La Politique entend ainsi par bande riveraine un « synonyme de rive [et] exclut le littoral » (MDDEP, 2007, p. 109).

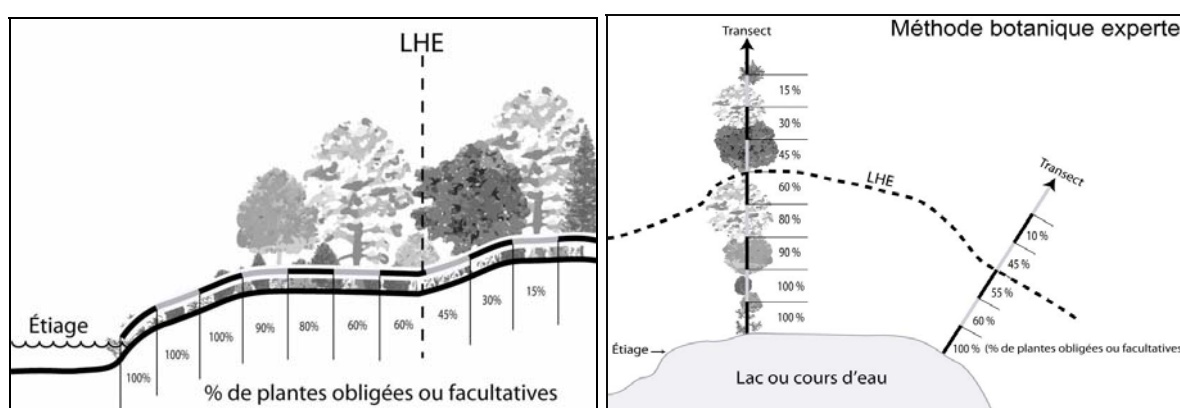
« Pour les fins de la Politique (...), la rive est la partie du milieu terrestre adossée à un lac ou un cours d'eau. La rive assure la transition entre le milieu aquatique et le milieu strictement terrestre et permet le maintien d'une bande de protection de 10 ou 15 mètres de largeur sur le périmètre des lacs et cours d'eau. La rive est mesurée en partant de la ligne des hautes eaux, vers l'intérieur des terres. » (MDDEP, 2007, p. 112).

La définition de « bande riveraine » a été adaptée en effet pour répondre aux besoins de la Politique et pour faciliter son utilisation comme outil de gestion. On constate que cette définition dans la Politique répond d'abord à des besoins administratifs et diffère de la définition écologique des écosystèmes riverains. La délimitation des bandes riveraines, en matière de largeurs réglementaires, se fonde avant tout sur le zonage territorial (agricole, résidentiel, municipal, industriel, ou forestier public...), ainsi que sur l'inclinaison de la pente. La Politique est d'abord un outil de gestion dont l'objectif est de fournir des moyens pour faciliter l'identification, l'aménagement, la gestion des interventions et la protection des bandes riveraines. Pour ce faire, elle doit attribuer une définition claire et concise à une portion d'écosystème dont la nature est pourtant complexe. En ce sens, la Politique présente une définition « normative » qui met l'accent sur la forme que doit prendre une bande riveraine dans différentes situations. La considération des caractéristiques naturelles et des mécanismes de régulation, comme l'importance des crues et des perturbations, les gradients, les processus et la richesse biologique, est ainsi reléguée au second plan. Il semble que l'établissement des normes minimales contenues dans la Politique ait été orienté vers l'obtention de certains services écologiques jugés prioritaires, plutôt que sur la préservation de l'ensemble des processus et fonctions écologiques. La volonté de protéger la bande riveraine est indéniable, mais la difficulté de le faire dans les milieux exploités et anthropisés a contraint la Politique à faire des compromis de mise en œuvre plus « politiques » qu'« écologiques ». On retrouve ainsi dans la Politique les normes minimales de largeur des bandes riveraines suivantes, mesurées à partir de la ligne naturelle des hautes eaux (LNE) (MDDEP, 2007) :

- En milieu résidentiel, municipal, industriel, commercial ou public, la bande riveraine doit mesurer au moins (figures 1.5 et 1.6a):
 - Dix mètres : s'applique lorsque la pente est inférieure à 30 %, ou lorsque la pente est supérieure à 30 %, mais présente un talus de moins de cinq mètres de hauteur (figure 1.5a);
 - Quinze mètres : s'applique lorsque la pente est continue et supérieure à 30 %, ou lorsque la pente est supérieure à 30 % et présente un talus de plus de cinq mètres de hauteur (figure 1.5b).
- En milieu agricole, la bande riveraine doit mesurer au moins (figure 1.6b):
 - Dix mètres; cependant si la pente est inférieure à 30 % et que le sol n'est pas mis à nu ni labouré, la bande riveraine peut faire l'objet d'une récolte de végétation herbacée jusqu'à trois mètres de la ligne des hautes eaux (LHE). Dans ces cas une bande de végétation riveraine d'une largeur minimale de trois mètres doit être conservée en tout temps;
 - En présence d'un talus, au moins un mètre de largeur à partir du haut de ce talus.
- Dans les forêts du domaine de l'État, la bande riveraine doit mesurer au moins :
 - Vingt mètres.

La ligne naturelle des hautes eaux (LHE) est un concept utilisé par le MDDEP pour établir la limite supérieure des cours d'eau et des lacs ainsi que pour délimiter le littoral et la rive aux fins de l'application de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (MDDEP, 2007). Elle est marquée par la réalité topographique d'un site et par le passage, dans la composition floristique, d'une prédominance par les espèces aquatiques à une prédominance par les espèces terrestres. En l'absence de plantes aquatiques, la ligne des hautes eaux est fixée là où les plantes terrestres s'arrêtent en direction du plan ou du cours d'eau (MDDEP, 2007). La Politique privilégie l'utilisation de critères botaniques pour situer cette ligne virtuelle, telle la méthode botanique experte (figure 1.4). Le paramètre utilisé par la méthode botanique experte est le pourcentage d'espèces hydrophytes par segment d'un transect. La ligne des hautes eaux est située à l'endroit, sur le transect, où l'on compte

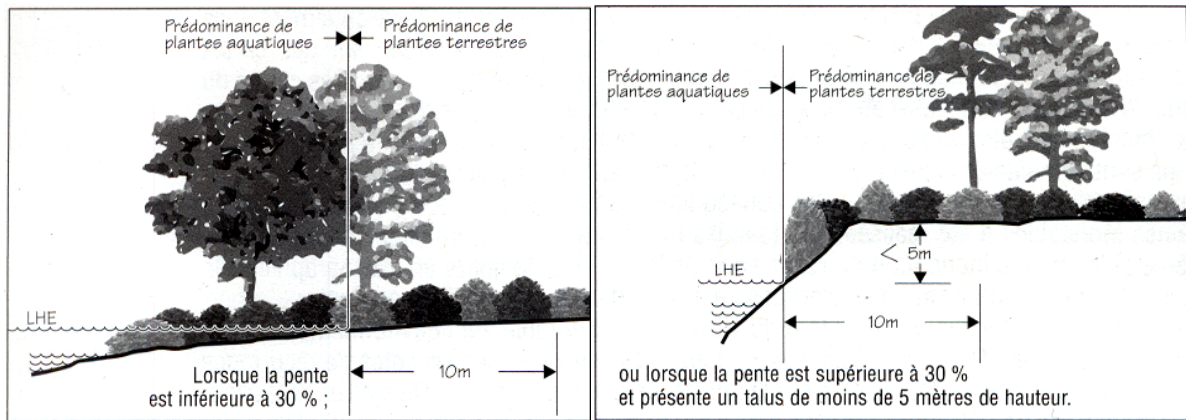
au moins 50 % de plantes hydrophiles dans la communauté végétale (MDDEP, 2007). La mesure de la ligne des hautes eaux est donc un aspect très important dans l'application de la Politique, puisqu'elle constitue la limite à partir de laquelle se mesurent les normes minimales de largeurs de la bande riveraine, en fonction de la pente (figure 1.5) et du type de zonage territorial (figure 1.6).



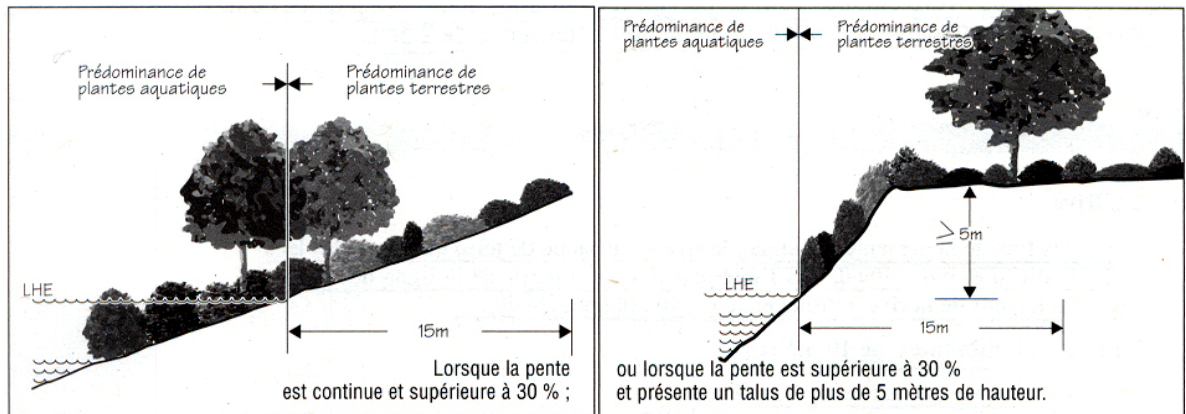
a) Méthode botanique experte : vue en coupe b) Méthode botanique experte : vue en plan

Figure 1.4 Méthode botanique experte fondée sur le pourcentage de plantes aquatiques obligées ou facultatives par segment de transect. a) vue en coupe, b) vue en plan. LHE désigne la ligne des hautes eaux, qui est fixée à l'endroit où l'on compte 50 % de plantes hydrophiles.

Source : MDDEP (2007). p. 30 et 31



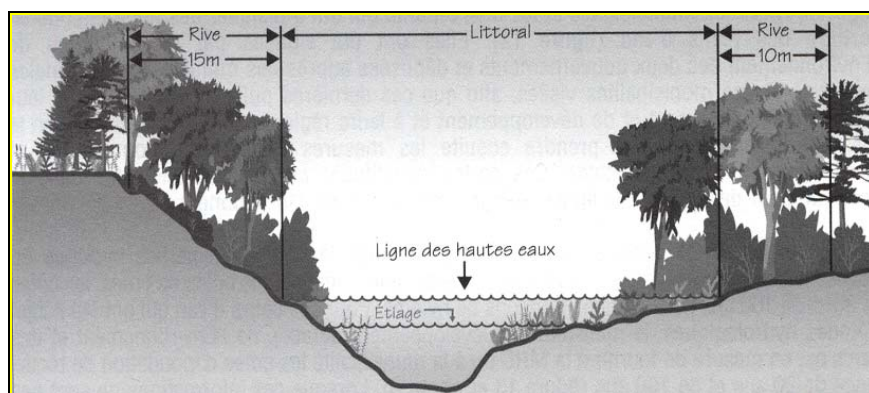
a) Bande riveraine : minimum de 10 mètres



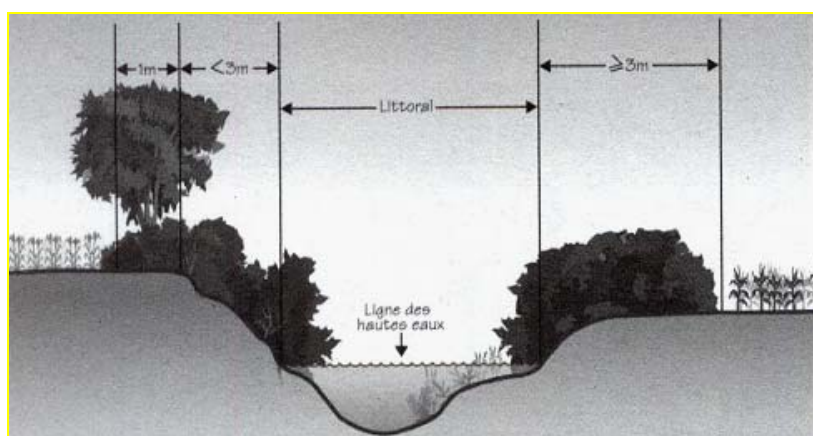
b) Bande riveraine : minimum de 15 mètres

Figure 1.5 Norme minimale de largeur de la bande riveraine, mesurée à partir de la ligne des hautes eaux et en fonction de la longueur et de l'inclinaison de la pente. a) minimum de 10 mètres, b) minimum de 15 mètres.

Modification de : MDDEP (2007). p. 34



a) Zones résidentielle, municipale, industrielle, ou commerciale



b) Zone agricole

Figure 1.6 Norme de largeur de la bande riveraine en fonction de la topographie et du zonage. a) en zone résidentielle, municipale, industrielle, commerciale ou publique, b) en zone agricole

Source : MDDEP (2002). p. 35 et p. 50

La bande riveraine, au sens de la Politique, est perçue moins comme un écosystème intégral que comme un rempart végétal pour retenir les sols, agir comme filtre et protéger les cours d'eau. Dans ce contexte, l'avantage que représente la Politique demeure la reconnaissance de la bande riveraine comme élément de l'environnement qui mérite une attention particulière. Cette reconnaissance permet l'intégration de sa protection dans différentes lois et règlements, ce qui, en principe, devrait favoriser sa conservation. Par contre, la Politique

présente le désavantage de ne pas constituer une loi ou un règlement à part entière, munis de leurs propres systèmes de contrôle.

1.4 Est-ce que la stratégie de protection minimale adéquate de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables permet d'atteindre ses objectifs ?

Les bandes riveraines de protection sont définies par des dispositions et des normes élaborées par des institutions publiques. En effet, au Québec, les normes regroupées dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables prescrivent des largeurs minimales de bandes riveraines de dix, quinze ou vingt mètres (en forêt publique) à partir de la ligne des hautes eaux afin d'assurer une « protection minimale adéquate » (MDDEP, 2007, p. 28), mais un amendement permet cependant aux propriétaires en zone agricole de récolter des végétaux dans la bande riveraine jusqu'à trois mètres à partir de la ligne des hautes eaux ou jusqu'à un mètre à partir du replat d'un talus. (MDDEP, 2002 ; 2007).

La Politique a parmi ses objectifs de protéger les rives de la dégradation et de l'érosion « en favorisant la conservation de leur caractère naturel », « [d'] assurer la conservation, la qualité et la diversité biologique [...] des rives, du littoral et des plaines inondables » (MDDEP, 2007, p. 28). Pourtant, la stratégie de la Politique soulève certains problèmes comme, en premier lieu, l'amendement à la norme de dix mètres, qui tient compte du droit de produire des agriculteurs. Cet amendement permet aux producteurs agricoles de cultiver, de manière moins intensive, une partie de la bande riveraine, lorsque la pente est inférieure à 30 %. La partie de la bande riveraine pouvant faire l'objet d'une récolte devient alors une sorte de zone tampon entre le champ et la bande de végétation riveraine permanente. Cette bande de végétation permanente doit obligatoirement mesurer au moins trois mètres à partir de la ligne des hautes eaux et un mètre à partir du haut d'un talus (figure 1.6b). Sur le terrain cependant, cette « zone tampon » semble parfois plutôt constituer une extension du champ cultivé. Il arrive en effet qu'on distingue mal la partie récoltable à l'intérieur de la bande riveraine de la culture proprement dite, ou encore que la règle des trois mètres de largeur minimale obligatoire ne soit pas respectée (Fortier, 2007). Dans sa forme actuelle, cette disposition de la Politique est problématique dans la mesure où elle est en discordance avec la nécessité

de préserver de larges bandes riveraines de protection en milieu agricole, là où les pressions sur l'environnement et la pollution diffuse sont particulièrement importantes. Proportionnellement, ceci fait en sorte que la pression agricole sur les cours d'eau et les bandes riveraines s'accroît et que la portion de milieu riverain destiné au développement des communautés biologiques naturelles se voit diminuée davantage. En second lieu, les bandes riveraines des milieux fortement anthropisés sont souvent plus dégradées, ou moins complexes et stratifiées, que les écosystèmes riverains des milieux plus naturels. À titre d'exemple, Jobin *et al.* (2004) rapportent que plus de 86 % des habitats riverains des milieux agricoles du bassin versant de la rivière Boyer, situé dans le sud de la province de Québec, sont dominés par les plantes herbacées. Dans ces cas, maintes espèces animales ne peuvent exploiter le milieu riverain, car elles n'y retrouvent pas les ressources nécessaires. Ainsi, une réduction de la diversité des espèces végétales, ligneuses principalement, est souvent accompagnée d'une réduction du cortège faunique (Jobin *et al.*, 2004). En troisième lieu, outre la dimension latérale, c'est-à-dire la largeur, les dispositions et les normes de la Politique se concentrent peu sur les autres dimensions des bandes riveraines. Les objectifs de la Politique semblent en effet peu tenir compte de la connectivité longitudinale du réseau des bandes riveraines, qui joue pourtant un rôle déterminant sur le plan des échanges écologiques dans les communautés riveraines, entre l'amont et l'aval. Lorsqu'un cours d'eau traverse un territoire où il y a changement de zonage, la largeur et la morphologie de la bande riveraine sont appelées à changer en fonction de la norme en vigueur. Ceci peut affecter la connectivité longitudinale et latérale ainsi que la mosaïque des communautés, ce qui peut modifier la réalisation des processus, et peut dégrader la structure des communautés en changeant la composition et la distribution des espèces (Dynesius et Nilsson, 1994). La connectivité écologique, dans toutes les directions, est pourtant un aspect important du caractère naturel des milieux riverains. En dernier lieu, en n'imposant qu'une « protection minimale adéquate » (MDDEP, 2007, p. 28), les dispositions et les normes de la Politique de protection des rives du littoral et des plaines inondables ne permettent pas de conserver l'intégralité de l'écosystème riverain et de ses processus écologiques, donc de conserver le caractère naturel des rives. Rappelons-le, les écosystèmes riverains sont étendus et peuvent couvrir des dizaines ou des centaines de mètres transversalement. La définition et la délimitation des rives ne sont plus déterminées par des mécanismes naturels,

mais plutôt par des mesures anthropogènes d'aménagement du territoire et de gestion des conflits d'usage.

Par ailleurs, la difficulté de faire respecter les dispositions de la Politique par les ministères et les municipalités concernés, souvent par manque de ressources, est aussi problématique. Entre autres, le manque d'inspecteurs permet aux moins scrupuleux de déroger des normes, en coupant la végétation riveraine ou en la maintenant à un strict minimum. Gagnon et Gangbazo (2007) estiment que les bandes riveraines les mieux conservées ou aménagées demeurent celles dont le cortège floristique est de nature permanente et se compose d'un mélange de plantes herbacées, d'arbustes et d'arbres. Cependant, il arrive fréquemment d'observer sur le terrain des bandes riveraines à peu près rases, ou encore d'une largeur approximative, parfois en deçà de la norme minimale d'usage (Chauvette, 2006). Dans ces cas, la valeur écologique de la bande riveraine est grandement atteinte, et on est en droit de s'interroger sur ce que constitue une « protection minimale adéquate ».

Ces observations soulignent l'écart important qui existe entre la définition écologique de l'écosystème riverain et la définition des bandes riveraines contenue dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec. Certes, la définition des bandes riveraines contenue dans le guide d'interprétation (MDDEP, 2007, chapitre I) s'apparente à la définition écologique des écosystèmes riverains naturels. Cependant, les dispositions et les normes d'intervention (MDDEP, 2007, chapitre III) se déclinent d'une manière qui insiste davantage sur l'identification des paramètres de mesure et sur la mesure exacte des largeurs des bandes riveraines. Établies de la sorte, les normes de la Politique ciblent avant tout les services écologiques de protection de l'eau, de stabilisation des rives, de rétention et de filtration des sédiments, des fertilisants et des polluants (MDDEP, 2002), mais semblent délaisser d'autres fonctions écologiques importantes comme la constitution d'un habitat ou d'un corridor pour la biodiversité, ou la régulation du climat et des cycles biogéochimiques locaux.

Pour atteindre ses objectifs de conservation du caractère naturel, de la qualité et de la diversité biologique typique des milieux visés, les normes et les dispositions de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec devraient être

modifiées et reformulées de manière à s'harmoniser davantage avec la définition écologique de l'écosystème riverain. Ceci de façon à présenter une stratégie de conservation beaucoup plus respectueuse des caractéristiques naturelles des écosystèmes riverains et qui tienne compte, pour le maintien de leur vitalité, de l'importance de préserver les gradients, le régime des crues, le régime des perturbations, la biodiversité indigène et la connectivité écologique. Idéalement, il faudrait aussi que les normes minimales de largeur soient augmentées pour permettre la réalisation d'autres fonctions écologiques différentes des seuls services liés à la protection de l'eau et la stabilisation des rives (Fischer *et al.*, 2000). Lorsqu'on considère que les processus et les gradients latéraux peuvent se manifester sur plusieurs dizaines, voire des centaines de mètres, les normes de largeur établies par la Politique ne représentent qu'une petite fraction des dimensions riveraines naturelles. C'est donc la réalisation des fonctions écologiques, c'est-à-dire les services que l'on veut protéger, que l'on risque de perdre. Ces considérations sont cependant encore absentes des dispositions de la Politique.

Pour conclure ce premier chapitre et pour la suite de cet essai, deux définitions seront ainsi retenues : celle de l'écosystème riverain et celle de la bande riveraine. La revue de la littérature scientifique sur le fonctionnement naturel des écosystèmes riverains nous amène à retenir certains éléments clés : les écosystèmes riverains sont des écotones situés à l'interface des milieux aquatique et terrestre, et dont la végétation est inféodée au cours d'eau et à sa dynamique. « L'interface » riveraine se délimite par la zone où, d'un côté, l'influence du milieu aquatique diminue de l'eau vers les terres, et de l'autre, l'influence du milieu terrestre diminue des terres jusqu'à l'eau. Les écosystèmes riverains sont des éléments structurels et fonctionnels du paysage qui se reconnaissent généralement par une biodiversité particulière et qui se distinguent, d'une manière plus ou moins évidente, de celle des milieux voisins. Ces écosystèmes sont caractérisés par l'hétérogénéité et la variabilité de leurs conditions environnementales, par la présence de gradients écologiques multidimensionnels, par la complexité et le dynamisme de leur fonctionnement, et par la variabilité de la structure et de la composition de leurs habitats. Ce sont des systèmes intégrés en interaction avec les milieux voisins et déterminés par plusieurs facteurs de l'environnement tels que la géologie et la topographie régionales, la géomorphologie du système fluvial, le climat, la nature des sols, le volume et la force de l'écoulement de l'eau, la mobilité des chenaux, le régime des crues et des inondations, le régime des perturbations, et

l'activité de la biodiversité. Leur structure, leur composition en espèces, leur dynamique et leur évolution dans le temps sont par ailleurs fortement déterminées par les interactions entre tous ces facteurs. Les écosystèmes riverains sont aussi des milieux où convergent plusieurs processus écologiques provenant des milieux aquatique, terrestre et proprement riverain. Une part importante de ces processus est liée à la réalisation de plusieurs flux écologiques (d'eau, d'énergie, de matière et de nutriments, d'organismes et de gènes), suivant les axes des différents gradients. C'est justement la complexité, la variabilité, le dynamisme et la diversité biologique accrue des écosystèmes riverains qui en font d'importants éléments de connectivité. En constituant ainsi des liens écologiques dans le paysage, les écosystèmes riverains accomplissent naturellement la fonction de corridor écologique.

Les bandes riveraines sont, quant à elles, des formes anthropisées des écosystèmes riverains, qui naissent de l'intervention et de la modification du territoire par l'homme. Le terme « bande riveraine » est en soi une conception anthropique : Benoît Limoges (communication personnelle) indique que lorsqu'on parle de « bande », on s'intéresse d'abord à la largeur déterminée de la couverture permanente de végétation se trouvant sur la rive. Les bandes riveraines sont nées du besoin de préserver un certain espace naturel ou, plus simplement, végétalisé sans empêcher pour autant le développement et l'expansion des milieux humains. Elles sont donc des portions résiduelles des écosystèmes riverains, aménagées en fonction de différents besoins et facteurs économiques, socioculturels, législatifs ou écologiques. Au Québec, la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables traite de la gestion des interventions en milieu riverain et détermine les normes minimales de largeur des bandes riveraines, soit dix, quinze ou vingt mètres à partir de la ligne des hautes eaux, en fonction de la pente et du zonage territorial. Elle a pour stratégie de fournir un cadre de « protection minimale adéquate ». Ce n'est cependant pas la Politique qui impose une obligation juridique de protéger les bandes riveraines, mais bien l'intégration de ses différentes dispositions à l'intérieur des lois et règlements comme la Loi sur la qualité de l'environnement, la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme, la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, la Loi sur les forêts, entre autres.

Chapitre 2

Les corridors écologiques

2.1 Le paysage, un système d'éléments et de processus en interaction

Pour mieux situer et comprendre la nature et les fonctions des corridors écologiques, il convient de traiter en premier lieu du paysage, l'élément parent qui les supporte. Burel et Baudry (1999) définissent le paysage comme un « niveau d'organisation des systèmes écologiques », dont la taille varie, mais demeure supérieure à celle de l'écosystème. Ce système est constitué d'éléments en interaction, lesquels caractérisent son degré d'hétérogénéité, son organisation, sa biodiversité et sa dynamique. Les caractéristiques du paysage sont d'ailleurs souvent le résultat de la dynamique du système qu'il constitue avec la société qui s'y développe. En effet, la dynamique du paysage est contrôlée en partie par les activités anthropiques. Cependant, Burel et Baudry (1999) précisent que pour l'écologue, le concept de paysage reste indépendant du « résultat esthétique » perçu par l'œil humain. Le paysage perçu comme une entité scénique statique n'est qu'apparence; il est au contraire un ensemble dont la structure spatiale et temporelle est en constante évolution. Le paysage intègre donc plusieurs catégories d'éléments composites (Burel et Baudry, 1999) :

- la matrice : élément dominant, englobant;
- la mosaïque : ensemble hétérogène formé par le patron de configuration des tesselles ;
- les tesselles : éléments du paysage définis par leur taille, leur forme et leur nature, comme les bosquets, les boisés, les zones habitées, les champs, les parcelles ou les fragments² d'habitat, etc. ;
- les corridors : éléments linéaires ;
- le réseau : ensemble des corridors interconnectés ;

²

Selon l'Office de la langue française (2009), une parcelle est une portion de terrain d'un seul tenant, de même nature et d'étendue variable, alors qu'un fragment est un morceau d'une chose. Le terme fragment comporte une notion de réduction en superficie, souvent par la fragmentation et la perte de l'habitat. Un fragment est une forme de parcelle, mais une parcelle n'est pas forcément un fragment.

- la lisière : portion marginale des parcelles, des fragments et des corridors, en interaction très forte avec la matrice ou les parcelles voisines ;
- le milieu intérieur : portion interne des parcelles, des fragments et des corridors, dont les interactions avec la matrice, les parcelles ou les fragments voisins sont très faibles ou nulles ;
- le patron paysager : arrangement spatial et composition de la mosaïque et des réseaux, qui sert à distinguer ou à rapprocher deux paysages, au plan structurel.

Une des caractéristiques déterminantes d'un paysage est son degré de connectivité. Comme le paysage est un système constitué d'éléments en interaction, des processus écologiques agissent à l'intérieur et entre ces éléments. La connectivité du paysage est une résultante de la structure et de la composition de la mosaïque des éléments et elle détermine en partie l'accomplissement de ces processus. Les successions écologiques, l'évolution des habitats et des écosystèmes, le recrutement des espèces et des communautés, les changements dans l'occupation du sol, la destruction et le morcellement des habitats sont des exemples de processus, écologiques ou anthropiques, à l'échelle du paysage. Ils agissent sur la connectivité, le patron paysager et l'organisation des éléments. La réalisation des processus écologiques et le maintien, l'augmentation ou la diminution de la connectivité s'influencent d'ailleurs mutuellement. La structure de la mosaïque et les dynamiques à l'intérieur du paysage déterminent ainsi la présence de corridors ou la nécessité d'en avoir.

2.1.1 Le principe de connectivité du paysage

Le concept de connectivité paysagère réfère à la force des liens et des interactions entre les éléments du paysage et les écotones qui en assurent la transition, ainsi qu'à la facilité avec laquelle les organismes, l'eau, la matière, l'énergie, etc. peuvent passer d'un élément à l'autre (Ward *et al.*, 1999). En ce sens, la connectivité favorise la réalisation des cycles biogéochimiques et la régulation des processus écologiques (Metzger et Décamps, 1997; Burel et Baudry, 1999). L'homogénéité ou l'hétérogénéité du paysage affectent donc la connectivité; ce sont des facteurs qui peuvent la faire augmenter ou diminuer. On reconnaît

deux formes de connectivité : structurelle et fonctionnelle (Metzger et Décamps, 1997; Burel et Baudry, 1999). La connectivité structurelle représente la structure visuelle du paysage, par exemple la continuité ou la transition progressive des éléments dans l'espace (Metzger et Décamps, 1997). La connectivité structurelle agit sur la facilité des flux écologiques de se propager à travers le paysage (Metzger et Décamps, 1997). La connectivité fonctionnelle, souvent associée à la première forme de connectivité, influence de manière plus concrète la distribution et la dynamique des populations, par exemple chez les métapopulations. Deux éléments du paysage vont être perçus comme connectés pour un organisme s'il peut passer de l'un à l'autre sans trop de difficultés. Ces mêmes éléments seront perçus comme « déconnectés » pour des organismes qui ne peuvent les franchir (Soulé et Gilpin, 1991 ; Rosenberg *et al.*, 1997 ; Burel et Baudry, 1999 ; Bunn *et al.*, 2000 ; Vuilleumier et Metzger, 2006). En ce sens, un cours d'eau, une route, un champ, un escarpement, une zone sèche ou une forêt pourront tour à tour représenter un conduit, un filtre ou une barrière au déplacement, selon le type d'organisme concerné (Burel et Baudry, 1999).

La mesure de la connectivité fonctionnelle est donc fonction de la perspective des individus ou des espèces, et dépend de leur perception du paysage. Des facteurs comme la taille, les exigences écologiques, la perception des obstacles, le comportement, l'utilisation du territoire et la capacité de déplacement sont propres à chaque espèce et jouent un rôle important dans la perception de la connectivité (Dunning *et al.*, 1995; Beier et Noss, 1998 ; Bourque, 2005). Cette perception peut aussi changer dans le temps, par exemple, au cours du cycle de développement d'un individu (Rosenberg *et al.*, 1997 ; Beier, 1995). Ainsi, le degré de connectivité, structurelle et fonctionnelle, influence le type et les taux de déplacement des organismes à l'intérieur de la mosaïque paysagère. La connectivité est aussi un facteur de résilience lorsqu'elle facilite la redistribution des espèces après perturbation (Vuilleumier *et al.*, 2007). De plus, elle peut être un indicateur de la naturalité ou de l'artificialisation d'un paysage.

Burel et Baudry (1999) font observer que l'appréciation de la connectivité change selon l'échelle de mesure de l'observateur : à l'échelle locale, une parcelle peut sembler constituer une seule unité paysagère, mais en fait être isolée à l'échelle de la mosaïque régionale. La connectivité à l'échelle de la mosaïque devient importante pour les espèces à grande aire

vitale et pour les individus faisant partie d'une métapopulation. Les métapopulations sont des populations constituées de plus petites populations réparties dans différents fragments ou parcelles d'habitat de la mosaïque paysagère. À l'échelle du paysage, cette série de populations locales montre des patrons d'extinction et de recolonisation (Hanski, 1991 ; 1994). La dynamique des métapopulations se fonde donc sur les taux de migration entre les parcelles sources et puits. Les déplacements entre parcelles déterminent les taux d'occupation, d'extinction locale, d'émigration, d'immigration et de (re)colonisation dans chacune d'elles (Hanski, 1999 ; Burel et Baudry, 1999). Le maintien de la connectivité, qui favorise le succès de ces déplacements, est donc primordial pour les métapopulations (Fahrig et Merriam, 1985). À l'inverse, la rupture des liens paysagers et la perte conséquente de connectivité peuvent directement affecter une métapopulation (Cale, 2003 ; Vuilleumier *et al.*, 2007).

La fragmentation et la perte d'habitat affectent ainsi la connectivité du paysage, transforment sa mosaïque naturelle et sa morphologie, et perturbent la réalisation de nombreux processus écologiques tels que les perturbations naturelles ainsi que les flux d'organismes, de matière et d'énergie (Cale, 2003 ; Saunders *et al.*, 1991 ; McGarigal et Cushman, 2002).

2.1.2 La nature et les effets de la fragmentation et de la perte d'habitat

La fragmentation est un processus qui opère à l'échelle du paysage et qui se manifeste par la subdivision progressive d'un habitat donné en fragments plus petits et isolés (McGarigal et Cushman, 2002). La fragmentation affecte autant les habitats que les populations (Burel et Baudry, 1999) : elle réduit la connectivité à l'intérieur d'un paysage ou d'un territoire, ce qui a un effet sur la distribution des organismes (Fahrig et Merriam, 1985). La fragmentation affecte aussi les échanges génétiques dans et entre les populations, ainsi que les possibilités de déplacement, de migration ou de dispersion des organismes (Plamondon *et al.*, 2004). Généralement associées, la fragmentation et la perte d'habitat sont pourtant des processus distincts (Burel et Baudry, 1999; McGarigal et Cushman, 2002; Bourque, 2005). Processus associés (McGarigal et Cushman, 2002), la fragmentation et la perte d'habitat font apparaître une matrice distincte, presque tout le temps anthropogène. Leurs effets combinés se traduisent par la réduction de la superficie des parcelles résiduelles, par l'accroissement de la distance qui les sépare, par leur isolement et par l'augmentation du ratio périmètre : surface

(Burel et Baudry, 1999; Plamondon *et al.*, 2004; Bourque, 2005). Bourque (2005) précise que la fragmentation consiste d'abord en la modification de la configuration des parcelles, alors que la perte d'habitat se traduit plutôt par la réduction des parcelles, en nombre et en superficie, et par l'isolement des parcelles résiduelles. Saunders *et al.* (1991) ajoutent que la fragmentation provoque aussi des changements environnementaux d'ordre physique et biogéographique. Tewksbury *et al.* (2002) et Haddad *et al.* (2003) soulignent que la fragmentation affecte tant les habitats fermés (une forêt par exemple) que les habitats ouverts (une prairie de plantes herbacées ou des trouées dans une forêt). Dans les deux cas, Tewksbury *et al.* (2002) et Haddad *et al.* (2003) expliquent que les perceptions de la connectivité ou de la fragmentation par les individus sont analogues puisque ces deux systèmes fonctionnent de la même manière : des parcelles d'habitat adéquat entourées d'une matrice d'habitat inadéquat.

La perte et la fragmentation d'habitat sont des processus souvent graduels et associés aux activités et aux pressions d'origine anthropique. Pour Noss (1991), Saunders *et al.* (1991), Burel et Baudry (1999) et Primack (2006), ces processus spatiaux et temporels entraînent :

- une réduction des parcelles d'habitat continu ou le fractionnement progressif d'un vaste élément en plusieurs fragments;
- un nombre croissant de fragments ou une réduction de leur taille relative;
- l'isolement et l'augmentation de la distance entre les fragments, qui entraînent une perturbation des échanges entre fragments ainsi qu'une réduction de la probabilité d'être colonisés par des individus ou des propagules provenant d'autres fragments;
- une augmentation du rapport périmètre : surface et de l'effet des lisières;
- une variation de l'hétérogénéité interne des habitats et une diminution significative de la proportion d'habitat intérieur dans les fragments;
- une perturbation des flux biologiques (génétiques et d'organismes), de matière (eau, nutriments, etc.) et d'énergie.

Le nombre, la taille et la répartition des fragments, c'est-à-dire la distance qui les sépare, permettent de mesurer objectivement le degré de fragmentation d'un paysage donné (Saunders *et al.*, 1991; Metzger et Décamps, 1997 ; Burel et Baudry, 1999). Burel et Baudry

(1999) soulignent toutefois que le degré de sensibilité des individus d'une espèce à la fragmentation n'est pas fonction de ces critères objectifs, mais plutôt fonction de leur propre rayon de déplacement (journalier, migratoire ou de dispersion). À partir des travaux d'Opdam *et al.* (1985), de Verboom et van Apeldoorn (1990) et de van Apeldoorn *et al.* (1992), Burel et Baudry (1999) font ressortir un phénomène nommé « effet de distance euclidienne », où la probabilité de présence dans une parcelle puits diminue avec l'augmentation de la distance depuis la parcelle source. Cette distance peut donc constituer une contrainte majeure pour des organismes peu mobiles ou plutôt sédentaires (Soulé et Gilpin, 1991; Burel et Baudry, 1999; Cale, 2003). Pour Tischendorf et Wissel (1997), un organisme perçoit la fragmentation en fonction de la distance et de la facilité d'accès aux ressources, que le paysage soit naturel ou anthropisé. Pour illustrer ceci, Tischendorf et Wissel (1997) puis Burel et Baudry (1999) expliquent qu'un paysage, même fortement hétérogène et morcelé, peut ne pas être perçu comme un habitat fragmenté par des espèces qui se déplacent peu ou utilisent un territoire restreint. Également, des espèces qui utilisent naturellement mosaïque hétérogène pour combler tous leurs besoins ne percevront pas non plus ce paysage hétérogène et morcelé comme un habitat fragmenté. À l'inverse, ce même paysage sera perçu comme un habitat fragmenté par des individus qui doivent parcourir de longues distances ou exploiter un vaste territoire pour subvenir à leurs différents besoins. La perception et les effets de la fragmentation varient donc selon les espèces et les populations, en fonction de leur histoire de vie, de leur utilisation du territoire et de ses ressources, de l'aire vitale, ainsi que du cycle de vie des individus (Haddad, 1999; Beier, 1993, 1995; Bunn *et al.*, 2000; Cale, 2003).

Les impacts de la fragmentation sur le biote ne sont cependant pas anodins et peuvent affecter jusqu'à la structure des communautés et la survie des populations : lorsque les populations se trouvent subdivisées et isolées; lorsque l'accès aux ressources (en abris, en nourriture, en partenaires pour la reproduction, etc.) est rendu plus difficile; lorsque la qualité même de l'habitat est altérée par le changement des conditions et la disparition du milieu d'intérieur; ou lorsque la capacité de support dans les fragments résiduels se voit diminuée (Cale, 2003). La modification de l'occupation des terres, notamment la conversion d'habitats pour l'agriculture, l'activité forestière et l'urbanisation, affecte la disponibilité et l'accessibilité des ressources. Ceci oblige certaines espèces à élargir leur rayon de déplacement journalier pour la recherche de nourriture ou de partenaires, ou la satisfaction d'autres besoins (Eybert,

1985; Cale, 2003). Il existe aussi une relation entre la taille des parcelles d'habitat et la diversité des espèces présentes (Forman *et al.*, 1976; Burel et Baudry, 1999). Une superficie d'habitat en un seul bloc regroupe souvent un plus grand nombre d'espèces, d'oiseaux notamment, que la même superficie subdivisée en plusieurs petits fragments (Forman *et al.*, 1976). Le ratio périmètre/surface est aussi plus important dans les petits fragments. Les lisières y occupent donc une plus grande proportion de l'espace que dans les grandes parcelles, ce qui laisse moins de place pour l'habitat d'intérieur. Pour les espèces d'intérieur de forêt, pour qui les lisières sont un milieu inadéquat, ceci représente une dégradation importante de leur habitat. Aussi, l'espace et la quantité de ressources disponibles (en abris, en nourriture, etc.) sont beaucoup plus restreints dans les petits fragments résiduels que dans le bloc d'habitat originel, ce qui provoque une diminution de la capacité de support de ces milieux et exerce une pression accrue sur les populations. La fragmentation peut aussi limiter la capacité de dispersion et de colonisation d'une espèce lorsque la matrice représente une barrière pour ses déplacements normaux (Primack, 2006). La structure des populations est aussi affectée par la fragmentation : la subdivision de l'habitat en plusieurs fragments isolés sépare les populations en sous-groupes. La fragmentation d'une population et le confinement dans les fragments limitent ainsi les échanges entre sous-populations, ce qui réduit le nombre d'individus disponibles pour la reproduction et perturbe les flux génétiques (Primack, 2006). Cet ensemble de facteurs fait donc diminuer la taille effective d'une population et peut affecter sa viabilité, voire précipiter son déclin (Andreassen *et al.*, 1996; Primack, 2006).

La perte et la fragmentation de l'habitat entraînent des changements dans le couvert du territoire, auxquels les espèces végétales et animales sont confrontées et doivent s'adapter. Conséquemment, les espèces animales à grande aire vitale voient des parties de leur territoire, et les ressources qu'elles contiennent, changer ou même disparaître. La fragmentation et la perte d'habitat ont d'ailleurs été reconnues par plusieurs auteurs comme l'une des plus grandes menaces à la conservation de la biodiversité (Noss, 1987; Saunders *et al.*, 1991; Andreassen *et al.*, 1996; Rosenberg *et al.*, 1997; McGarigal et Cushman, 2002; Primack, 2006; Dixon *et al.*, 2006). Pour atténuer les effets de la fragmentation et garder ou ramener un certain degré de connectivité dans un paysage, il existe une stratégie de conservation qui consiste à préserver ou recréer un lien entre les parcelles, et pour laquelle

l'intérêt scientifique et public est grandissant : il s'agit des corridors écologiques (Noss, 1987; Clergeau et Désiré, 1999 ; Corsi *et al.*, 2002; Hindmarch et Kirby, 2002; Plamondon *et al.*, 2004; Primack, 2006; Whitelaw et Eagles, 2007).

On s'intéresse de plus en plus aux relations entre la dynamique des (méta)populations et la présence des corridors, particulièrement en milieux fragmentés, en raison de l'érosion progressive de la biodiversité causée en grande partie par l'exploitation intensive et par la fragmentation des territoires (Millenium Ecosystem Assessment (MA), 2005b). Dans ce contexte, beaucoup d'auteurs (c.g. Bennett, 1990; Saunders et Hobbs, 1991; Newmark, 1993; Beier et Noss, 1998; Burel et Baudry, 1999; Tewksbury *et al.*, 2002; Dixon *et al.*, 2006) voient la préservation ou l'aménagement de réseaux de corridors comme une stratégie de conservation qui permet de contrer partiellement les effets de la fragmentation : en favorisant les échanges d'individus entre les parcelles résiduelles, en permettant de recoloniser des parcelles où il y a eu extinction, en permettant de renforcer des populations (Gilbert *et al.*, 1998), et en permettant de maintenir ou d'augmenter leur variabilité génétique. Par cet « effet de secours » (*rescue effect*; Brown et Kodric-Brown, 1977; Noss, 1987; Beier et Noss, 1998; Hudgens et Haddad, 2003) attribué aux corridors écologiques, on veut éviter que des populations vulnérables ou menacées ne s'effondrent et disparaissent en raison de problèmes de consanguinité (*inbreeding depression*), ou par manque de territoire, de ressources ou de congénères, ou simplement par stochasticité environnementale.

2.2 Définition des corridors écologiques : structures et fonctions

Un corridor écologique est un élément linéaire du paysage dont la fonction est de relier et de favoriser les flux écologiques entre des parcelles d'habitat qui, autrement, seraient isolées (Soulé et Gilpin, 1991; Andreassen *et al.*, 1996; Rosenberg *et al.*, 1997; Tewksbury *et al.*, 2002). Forman (1995) ajoute que pour être désigné comme tel, un corridor doit aussi présenter une morphologie qui le distingue de son environnement, c'est-à-dire la matrice, qu'elle soit naturelle ou anthropisée. Une haie de forêt résiduelle à l'intérieur d'une matrice de champs agricoles, un réseau de trouées formant un tracé à l'intérieur d'une forêt, ou encore des parcelles linéaires de forêt mature dans une matrice de jeunes forêts sont des exemples de corridors qui se distinguent de la matrice. Pour Soulé et Gilpin (1991), un élément linéaire bidimensionnel est un corridor écologique lorsqu'il forme un pont entre des parcelles qui

étaient historiquement connectées et qu'il permet de maintenir un certain degré de connectivité pour préserver les dynamiques et les caractères endémiques des populations qui ont évolué à cet endroit.

Les corridors existent en tant que « structure » et en tant que « fonction ». Les corridors « structure » peuvent avoir plusieurs fonctions, alors que la fonction de corridor ne s'applique pas à tous les éléments linéaires du paysage. Les corridors structuraux peuvent ainsi avoir la fonction d'habitat, de conduit, de filtre, de source, de puits ou de barrière (Forman, 1995; Burel et Baudry 1999; Puth et Wilson, 2001). L'habitat est le lieu de vie. Le conduit sert aux déplacements de toutes sortes : dispersion vers un nouvel habitat, migrations périodiques, déplacements quotidiens pour la recherche de ressources, etc. Le filtre représente un passage qui permet à certains organismes de traverser, mais qui en empêche ou en dissuade d'autres de le faire. La source est l'élément du paysage d'où émigrent les organismes. Le puits est l'élément où ils immigrent. La barrière est un élément qui rend le passage impossible (Burel et Baudry, 1999; Puth et Wilson, 2001). Les corridors écologiques sont des éléments fonctionnels lorsqu'ils canalisent des flux écologiques (d'organismes, d'énergie, d'eau, de matière) qui seraient autrement diffus ou difficilement réalisables s'ils traversaient un autre élément du paysage (Puth et Wilson, 2001). Les corridors écologiques sont des éléments de connectivité lorsqu'ils participent aux échanges d'organismes et de gènes, au maintien de la dynamique des métapopulations (Fahrig et Merriam, 1985 ; Lidicker, 1999), ainsi qu'à l'augmentation des déplacements des organismes pour qui la matrice représente un environnement défavorable (Noss, 1987; Soulé et Gilpin, 1991; Haas, 1995; Rosenberg *et al.*, 1997; Tischendorf et Wissel, 1997; Perault et Lomolino, 2000 ; Puth et Wilson, 2001; Tewksbury *et al.*, 2002).

La fonction d'habitat que certains auteurs attribuent aux corridors (Forman, 1995) est cependant contestée. Spackman et Hughes (1995), Rosenberg *et al.* (1997), Beier et Noss (1998) et Lidicker (1999) rappellent que les corridors écologiques sont des structures linéaires dont les fonctions les plus importantes sont liées aux flux d'organismes, donc aux déplacements et aux échanges à différentes échelles. Selon eux, un corridor écologique exclut par définition la fonction d'habitat, car il est un lieu de transit et non la destination. Pour cette raison, de nombreux auteurs distinguent donc les corridors écologiques des habitats de

forme linéaire (Spackman et Hughes, 1995; Beier et Noss, 1998; Lidicker, 1999). Simberloff et Cox (1987) et Rosenberg *et al.* (1997) font cependant remarquer que la perception d'un élément linéaire comme habitat ou comme simple lieu de transit dépend d'abord de l'espèce considérée et des conditions de la matrice environnante.

La présence de corridors écologiques peut avoir autant d'effets bénéfiques que d'effets neutres ou nuisibles (Simberloff et Cox, 1987). D'un côté, les corridors écologiques peuvent avoir un effet de secours pour les populations isolées, favoriser les flux écologiques, protéger les déplacements en procurant un certain couvert et servir de refuge temporaire. De l'autre côté, cependant, ils peuvent aussi permettre la dilution et la pollution génétique, la propagation des perturbations comme les feux, les maladies et les pathogènes (Hess, 1994), et permettre la propagation des espèces envahissantes et des prédateurs (Tableau 2.1; Noss, 1987). Un corridor qui réunit des fragments d'habitat qui formaient historiquement un seul bloc représente un bénéfice parce qu'il ramène un certain degré de connectivité fonctionnelle pour les populations. Par contre, la liaison d'habitats n'ayant pas évolué ensemble peut parfois provoquer l'arrivée d'espèces envahissantes compétitrices ou engendrer une dilution génétique (*outbreeding depression*) par l'arrivée d'immigrants issus d'une espèce parente plus commune.

Évaluer les effets positifs des corridors écologiques par rapport à leurs effets négatifs devient particulièrement important lorsqu'il est question de préserver des populations endémiques aux propriétés adaptatives uniques (Noss, 1987; Simberloff et Cox, 1987; Machtans *et al.*, 1996). Est-il préférable d'isoler une population endémique afin que ses particularités génétiques et adaptatives ne disparaissent pas, et peut-être risquer des problèmes de consanguinité qui pourraient la mettre en péril, ou vaut-il mieux en permettre l'accès et les échanges pour maintenir sa variabilité génétique, au risque de perdre des allèles rares et coadaptées ?

Tableau 2.1 Avantages et désavantages potentiels des corridors écologiques pour la conservation

Avantages potentiels des corridors écologiques	Désavantages potentiels des corridors écologiques
<p>1. Augmentent le taux d'immigration vers une réserve naturelle, ce qui peut</p> <p>A augmenter ou maintenir la richesse et la diversité en espèces (tel que prédit par la théorie biogéographique des îles);</p> <p>B augmenter la taille des populations d'une espèce particulière et diminuer la probabilité d'extinction (effet de rescousse) ou permettre le ré-établissement de populations locales éteintes;</p> <p>C prévenir la consanguinité et maintenir la variabilité génétique dans les populations</p>	<p>1. Augmentent le taux d'immigration vers une réserve naturelle, ce qui peut :</p> <p>A faciliter la propagation de maladies épidémiques, d'insectes ravageurs, d'espèces exotiques, d'herbes nuisibles, et d'autres espèces indésirables dans les réserves naturelles et à travers le paysage</p> <p>B perturber ou diluer les adaptations locales et les complexes de gènes coadaptés (« <i>outbreeding depression</i> »)</p>
<p>2. Donnent la possibilité d'agrandir l'aire de quête de nourriture pour les espèces à grande aire vitale</p>	<p>2. Facilitent la propagation des feux et autres perturbations abiotiques (« catastrophes contagieuses »)</p>
<p>3. Procurent un couvert pour se cacher des prédateurs lors des déplacements entre parcelles</p>	<p>3. Augmentent l'exposition de la faune aux chasseurs, braconniers, et autres prédateurs</p>
<p>4. Fournissent un mélange d'habitats et de stades de succession accessibles aux espèces qui requièrent une variété d'habitats pour accomplir différentes activités ou étapes de leurs cycles vitaux</p>	
<p>5. Procurent des refuges alternatifs lors de fortes perturbations (ex. en cas de fuite d'un incendie)</p>	

Traduction libre

Modification de : Noss, R.F. (1987), p. 160

On reconnaît aux corridors plusieurs attributs morphologiques distinctifs, qui influencent considérablement la réalisation de leurs fonctions. Les principaux attributs morphologiques des corridors sont liés aux dimensions en longueur, en largeur et en hauteur, à la structure et au degré de continuité, au type, à la qualité et à la diversité de l'habitat, ainsi qu'à l'effet de lisière (Soulé et Gilpin, 1991).

Dimensionnalité

La dimensionnalité réfère aux dimensions d'un corridor dans l'espace, notamment en longueur. Comme pour la connectivité, il existe une dimensionnalité structurelle, géométrique, et une dimensionnalité fonctionnelle, dont témoigne la réussite des transits, selon la perspective des utilisateurs. Pour être effective, la longueur doit se mesurer au degré de mobilité du migrant et de son risque potentiel de mortalité à l'intérieur d'un corridor; un corridor trop long par rapport à la capacité de mouvement et de survie individuelle agira comme un écueil démographique, drainant les individus hors des parcelles sources sans qu'ils ne puissent coloniser d'autres parcelles (Soulé et Gilpin, 1991). Ces mêmes auteurs donnent l'exemple d'un corridor de quelques kilomètres de long, qui peut permettre le transit entre parcelles en une nuit par des individus très mobiles comme les coyotes, mais s'avérer une dangereuse voie sans issue pour leurs proies moins rapides et plus vulnérables, comme des lapins. Si un corridor écologique entre deux parcelles est trop long ou trop sinueux pour les espèces qu'il dessert, ce passage peut devenir une trappe écologique et ne pas accomplir sa fonction; il aura peu de valeur écologique pour les populations cibles. La longueur optimale d'un trajet entre deux parcelles d'habitat est donc relative à la mobilité et au taux potentiel de mortalité intracorridor de(s) l'espèce(s) cible(s).

Continuité

La continuité fait référence au degré de fermeture de la canopée, ainsi qu'à la distribution des trouées à l'intérieur d'un corridor. Les trouées du couvert végétal, d'origine naturelle ou anthropique, constituent des barrières pour les espèces forestières spécialistes ou obligées qui évitent les espaces ouverts. Certaines espèces d'intérieur de forêt ne quittent pas le couvert végétal et évitent les espaces ouverts (Machtans *et al.*, 1996; Shirley, 2006) pour éviter de s'exposer à une plus grande pression de prédation (Soulé et Gilpin, 1991). Pour

d'autres espèces, les trouées ne représentent pas des milieux défavorables et peuvent même être utiles, notamment pour les déplacements ou pour l'acquisition de ressources, entre autres (Soulé et Gilpin, 1991; Shirley, 2006). Si un corridor comporte de nombreux trouées et hiatus (coupures), le trajet des espèces sensibles à ceux-ci sera constamment détourné et beaucoup plus tortueux. De ce fait, le temps de transit dans le corridor pourra être considérablement rallongé, exposant ainsi l'individu en déplacement à une augmentation du risque de mortalité ou du risque d'échec du déplacement. La figure 2.1 illustre comment le degré de continuité d'un corridor influe sur les flux d'individus.

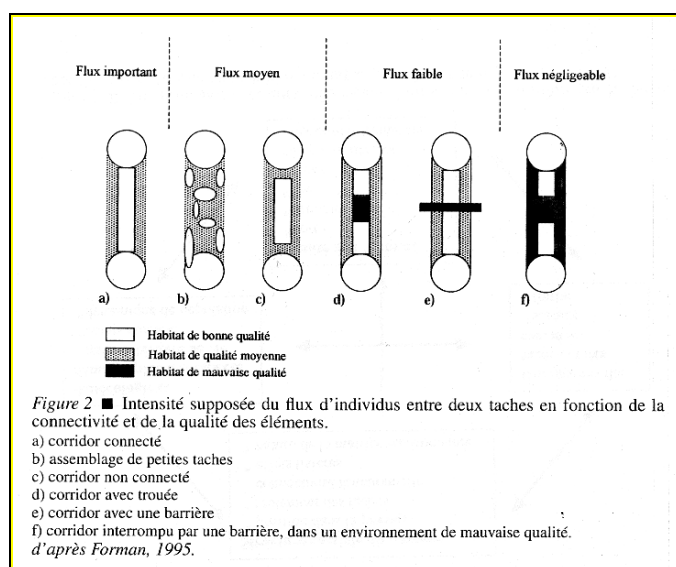


Figure 2.1 Relation entre la continuité d'un corridor et les flux d'individus. Le terme « tache » désigne une parcelle ou un fragment.

Source : Burel, F. et J. Baudry (1999), p. 292

Largeur et effet de lisière

Ce phénomène naît du rapport entre la surface et le périmètre d'un même élément du paysage, comme un corridor. La lisière est exposée aux conditions de la matrice environnante, donc à des conditions différentes de lumière, de vent et de perturbations. Ce faisant, les conditions de l'habitat de lisière se modifient et, à leur suite, la composition en espèces fait de même. C'est ce qu'on appelle l'effet de lisière, où les caractéristiques

physiques et biologiques de l'habitat de bordure diffèrent de celles de l'habitat d'intérieur (Soulé et Gilpin, 1991). Situées à l'interface de la matrice et de l'habitat d'intérieur, les lisières agissent comme des écotones et abritent un mélange d'espèces, dont beaucoup proviennent des milieux voisins, plutôt qu'une communauté qui leur est propre (Baker *et al.*, 2002). Les espèces relativement tolérantes aux perturbations ou aux changements de conditions y sont donc favorisées, alors que les espèces d'intérieur ou plus spécialistes y sont défavorisées, voire évincées et remplacées.

L'importance de l'effet de lisière dans un corridor dépend de sa largeur et de la proportion du milieu de lisière par rapport à celui d'intérieur. Les espèces sont inégalement vulnérables dans les corridors (Soulé et Gilpin, 1991), selon leur degré spécifique de préférence ou d'aversion pour les lisières (Villard, 1998). Par exemple, un oiseau forestier spécialiste peut être exposé à un risque de mortalité plus élevé dans la lisière que dans le milieu d'intérieur, alors que c'est plutôt le contraire pour un prédateur qui préfère les écotones. Ce patron de vulnérabilité influe sur le taux de mortalité, sur les stratégies de déplacement (« lentement, mais sûrement » ou « rapide, mais risqué »; Tischendorf et Wissel, 1997) et sur le temps passé dans le corridor, donc ultimement sur le taux de réussite du passage (Soulé et Gilpin, 1991). La proportion et la structure des lisières, ainsi que la vulnérabilité relative des espèces, peuvent influencer le taux de déplacement des organismes. Les invaginations dans un corridor peuvent avoir un effet analogue à celui des trouées et des hiatus, et obliger les espèces sensibles aux milieux de lisière à suivre un parcours plus tortueux pour demeurer dans l'habitat d'intérieur. À l'inverse, les espèces plus tolérantes peuvent le traverser de manière plus rectiligne et rapide (figure 2.2; Soulé et Gilpin, 1991).

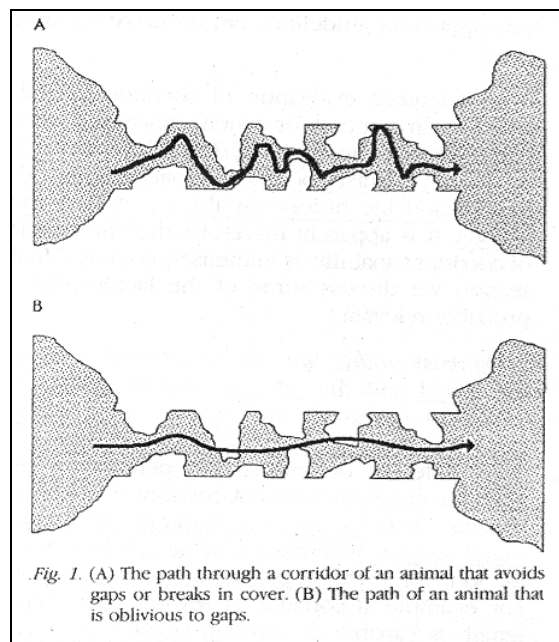


Figure 2.2 Comparaison de deux trajets à l'intérieur d'un corridor, en fonction du degré de tolérance d'un animal (A ou B) aux lisières et trouées

Source : Soulé, M.E. et M.E. Gilpin (1991), p. 4

La largeur du corridor devient un facteur déterminant : l'effet de lisière peut s'étendre sur plusieurs dizaines de mètres de profondeur (cinquante à quatre-vingts mètres en forêt boréale; Niemelä, 2001), voire plus d'une centaine de mètres selon le type d'écosystème. Beaucoup d'études montrent que la largeur d'un corridor est positivement corrélée avec sa richesse en espèces végétales et animales (Shirley et Smith, 2005), la qualité de ses habitats (Soulé et Gilpin, 1991), son effectivité (augmentation des déplacements, des flux et des probabilités de réussite, etc.; Noss, 1987; Soulé et Gilpin, 1991; Tischendorf et Wissel, 1997; Haddad, 1999) et donc sa valeur écologique (Noss, 1987; Soulé et Gilpin, 1991; Niemelä, 2001). Par contre, une trop grande largeur peut avoir l'effet pervers de ralentir les individus en déplacement parce qu'ils y passent plus de temps. Les corridors larges ou très larges contiennent en général plus de ressources, le taux d'occupation y est plus élevé, les taux de mortalité souvent plus faibles, et les déplacements moins contraints (Soulé et Gilpin, 1991). Par contre, les organismes peuvent aussi se mettre à errer en tous sens par manque de repères et ainsi prolonger leur temps de transit (Soulé et Gilpin, 1991; Andreassen *et al.*,

1996). Dans de telles conditions, le corridor perd de son efficacité, car les organismes le perçoivent comme une extension linéaire de leur habitat (La Polla et Barrett, 1993), sans toutefois qu'il en soit réellement un. Les travaux de Soulé et Gilpin (1991) et d'Andreassen *et al.* (1996) indiquent qu'un corridor doit contenir des conditions juste assez défavorables, en matière de superficie et de qualité d'habitat, et contraindre juste assez le déplacement pour presser l'individu vers son objectif, selon le trajet le plus direct possible et sans que les risques y soient trop élevés. La largeur optimale d'un corridor correspond donc à la plus forte probabilité de succès de transition (Tischendorf et Wissel, 1997) ou au plus grand degré d'efficacité, pour le plus d'espèces possible ou pour les espèces cibles. Cette évaluation de la largeur optimale considère le taux de succès par rapport au temps de transit, le succès étant le fait de quitter le corridor pour atteindre la parcelle puits.

Type, qualité et diversité de l'habitat

Comme nous l'avons vu précédemment, la qualité de l'habitat d'un corridor, par rapport à celle de l'habitat des parcelles et par rapport à la matrice, est un autre facteur important de son effectivité. Pour qu'un corridor soit un élément de connectivité efficace, il doit présenter des attributs des parcelles d'habitat qu'il relie en assez grande proportion. Soulé et Gilpin (1991) et Rosenberg *et al.* (1997) soulignent que les organismes sont beaucoup plus susceptibles d'utiliser un corridor s'ils y reconnaissent des éléments de leur habitat. Cependant, le type, la qualité et les conditions de l'habitat ne sont pas nécessairement uniformes à l'intérieur du corridor. Les éléments comme les trouées, les mares, les changements dans la densité et la composition du couvert, la hauteur de la végétation, la présence d'escarpements, ainsi que la quantité et la disponibilité des ressources forment une mosaïque intracorridor plus ou moins complexe. La perception de sécurité de l'individu en déplacement est aussi un facteur qui influence la « qualité fonctionnelle » du corridor et les possibilités de réussite du transit; elle dépend notamment des possibilités de trouver parmi les éléments de la mosaïque des refuges et des sites de repos. En ce sens, un seul élément défavorable de la mosaïque, par exemple une seule section d'habitat perçue comme pauvre, peut parfois faire obstacle au déplacement et faire ainsi augmenter le risque d'échec du déplacement (Soulé et Gilpin, 1991). Certaines espèces réagissent à ces risques en accélérant leur déplacement pour diminuer leur temps de transit (Soulé et Gilpin, 1991). Les

relations entre la qualité du corridor et celle de la matrice, et la réponse sous forme de rapidité du déplacement, sont illustrées dans la figure 2.3 :

« The effects on corridor use of habitat quality in the corridors and in the surrounding environment (matrix). The solid circles in the source patches represent dispersing animals; the size of the circle indicates the probability that an animal in that location will find and select the corridor, relative to the probability that it will disperse through the matrix. In the system surrounded by a low-quality matrix, animals will be more likely to select the high-quality corridor than they would when the corridor is surrounded by a high-quality matrix; however, if they do select the low-quality corridor, they will move through it more quickly. Animals adjacent to the corridor are more likely to select either corridor than to disperse through a low-quality matrix. If the matrix is composed of high-quality habitat, the chance that an animal will select a corridor instead of simply moving through the matrix decreases. Whatever the quality of the matrix, dispersing animals that enter corridors travel through them at a speed (indicated by arrow length) that is affected by the quality of the corridor and the matrix. »³ (Rosenberg et al., 1997, p. 683)

³

D'une part, dans un système où la qualité de la matrice est perçue comme pauvre (système a), les individus sont plus susceptibles de sélectionner le corridor de qualité perçue élevée qu'ils ne le sont lorsque le même corridor (qualité élevée) est entouré d'une matrice de qualité perçue élevée elle aussi (système b). D'autre part, si des individus sélectionnent le corridor de qualité moyenne du système a (matrice de qualité pauvre), ils se déplaceront à travers celui-ci avec plus de rapidité. Néanmoins, dans le système a) où la qualité de la matrice est perçue comme pauvre, les individus de la parcelle source demeurent plus susceptibles de sélectionner l'un ou l'autre des corridors (de qualité perçue moyenne ou élevée) plutôt que de se déplacer à travers la matrice. Par contre, si la matrice est composée d'un habitat de qualité perçue comme élevée (système b), la probabilité de sélectionner un corridor plutôt que de se déplacer à travers la matrice diminue. En somme, peu importe la qualité de la matrice, les individus en déplacement qui sélectionnent des corridors circulent à travers ceux-ci à une vitesse (indiquée par la longueur de la flèche) déterminée par la qualité perçue du corridor par rapport à la qualité perçue de la matrice; cette perception relative du corridor par rapport à la matrice pousse les individus à se déplacer plus ou moins rapidement dans le corridor, en fonction de l'importance des contraintes perçues. (Traduction libre)

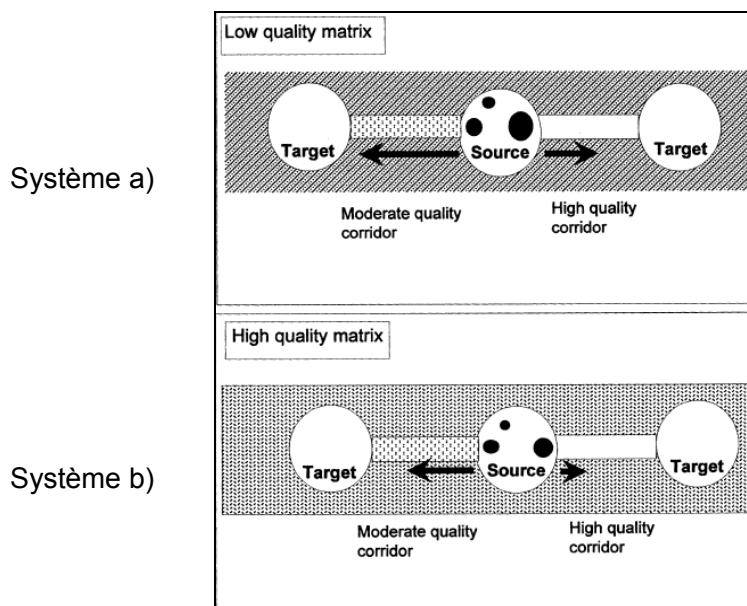


Figure 2.3 Effets de la qualité d'habitat du corridor et de la qualité d'habitat de la matrice sur l'utilisation du corridor et la rapidité du déplacement. Les cercles pleins à l'intérieur de la parcelle source (cercle vide) représentent des individus en déplacement; la taille du cercle noir indique la probabilité pour un individu de cet endroit de trouver et sélectionner un corridor plutôt que de se déplacer à travers la matrice; la longueur de la flèche indique la rapidité du déplacement de l'individu.

Source : Rosenberg, D.K., Noon, B.R. et E.C. Meslow (1997), p. 683

Les dimensions, la continuité, la largeur, l'effet de lisière, la qualité d'habitat et le contraste avec la matrice sont des facteurs qui caractérisent les corridors écologiques. Ces aspects déterminent aussi le rôle que jouent les corridors dans la distribution des populations et la dynamique des métapopulations au sein du paysage. L'arrangement spatial des corridors écologiques est aussi important : une unité paysagère peut contenir un seul ou plusieurs corridors, qui peuvent être ramifiés et constituer un réseau. La qualité du réseau dépend alors du nombre d'intersections, où les corridors s'entrecroisent, et du nombre de connexions, c'est-à-dire le nombre de corridors qui se rencontrent à l'intersection (Burel et Baudry, 1999). Un réseau très ramifié et complexe a un plus grand potentiel de liaison entre

un plus grand nombre de parcelles et offre plus de possibilités aux organismes en déplacement. Selon la qualité générale et l'arrangement spatial, les corridors écologiques peuvent affecter positivement ou négativement les populations (Burel et Baudry, 1999).

Les corridors, seuls ou en réseau, ont donc pour fonction de favoriser les flux écologiques comme les déplacements, qu'ils soient journaliers ou occasionnels (migrations saisonnières, dispersion, etc.); ce ne sont pas des habitats. Au-delà de l'aspect morphologique, c'est l'utilisation par des organismes qui donne son caractère fonctionnel à un corridor : « *Do corridors provide connectivity ? The question only makes sense in terms of a particular focal species and landscape* »⁴ (Beier et Noss, 1998, p. 1249).

2.3 Critères et conditions d'efficacité des corridors écologiques

L'effectivité d'un corridor se définit par sa capacité réelle de servir de conduit et de favoriser le mouvement des individus. L'efficacité se mesure donc par le taux d'utilisation et le taux de succès des déplacements d'organismes appartenant idéalement à différentes populations. L'autécologie des espèces utilisatrices et la perception de l'environnement qui en résulte sont des facteurs majeurs dans l'utilisation d'un corridor. La perception et l'utilisation des corridors dépendent des exigences spécifiques en matière d'habitat, de la taille de l'aire vitale, de l'histoire de vie, du cycle de développement, des dynamiques démographiques à l'intérieur comme à l'extérieur de la population dans la parcelle d'habitat, ainsi que des capacités et des stratégies de déplacement des individus (Soulé et Gilpin, 1991; Rosenberg *et al.*, 1997; Rosenberg *et al.*, 1998; Niemelä, 2001; Haddad *et al.*, 2003). En outre, les espèces spécialistes qui n'utilisent qu'un seul type de couvert, et dont les capacités de dispersion sont plutôt faibles, sont plus affectées par l'abondance de leur habitat optimal que par la connectivité du paysage. À l'inverse, chez les espèces qui utilisent plusieurs types de couvert, la connectivité est un facteur plus important et qui varie en fonction de l'arrangement spatial des différents habitats, des liens entre eux, et de la capacité de dispersion de l'espèce (Burel et Baudry, 1999).

⁴ Est-ce que les corridors assurent la connectivité ? La question n'a de sens qu'en observant une espèce cible particulière dans un paysage particulier. (traduction libre)

Rosenberg *et al.* (1997) rapportent qu'un fragment linéaire peut agir comme corridor de déplacement en fonction du comportement des individus et des espèces. Certaines réponses comportementales individuelles montrent le caractère fonctionnel d'un corridor : 1) en présence de différentes possibilités, il est plus probable qu'un individu sélectionne un passage contenant des composantes de son propre habitat; 2) l'utilisation relative de la matrice, comme habitat transitoire, dépend de son degré de contraste avec le fragment d'habitat; 3) l'adoption d'un comportement compensatoire est possible, telle que l'augmentation de la vitesse de déplacement, lorsqu'un organisme circule dans un environnement qu'il perçoit comme moins favorable (Rosenberg *et al.*, 1997; Rosenberg *et al.*, 1998). Ces comportements marquent ainsi la distinction entre des réseaux de corridors simplement structurels et des réseaux réellement fonctionnels (Burel et Baudry, 1999). Par ailleurs, la matrice n'étant pas toujours un environnement hostile, le choix de passer par la matrice ou par le corridor dépend de la perception relative qu'en a l'organisme en déplacement (figure 2.3). Cette perception se fonde sur des critères comme la sensation de sécurité, les risques anticipés comme le degré d'exposition aux prédateurs, la présence de certaines ressources comme la nourriture et les abris, la présence d'éléments rappelant l'habitat, etc. (Rosenberg *et al.*, 1997; Burel et Baudry, 1999; Baum *et al.*, 2004). Pour un même élément du paysage, un individu pourra montrer une résistance ou une attirance à y circuler. En effet, un corridor aura plus de chances d'être emprunté s'il contraste avec le reste de la matrice et s'il ressemble ou comporte des éléments apparentés à l'habitat. Les traits comportementaux et l'histoire de vie des espèces sont à la base des stratégies de déplacement. Soulé et Gilpin (1991) identifient les facteurs qui interviennent autant avant que pendant le déplacement, et qu'ils regroupent en six classes : les propriétés démographiques, l'étape du cycle de vie au moment du déplacement, le type de déplacement, le moment ou la période, les effets des interactions intraspécifiques et les effets des interactions interspécifiques. Le tableau 2.2 détaille les paramètres écologiques et comportementaux impliqués dans les stratégies de déplacement.

Tableau 2.2 Facteurs autécologiques et paramètres comportementaux impliqués dans les stratégies de déplacement des individus ou des populations

Facteurs	Paramètres impliqués
1. Propriétés démographiques	<ul style="list-style-type: none"> Le type et le rythme de <u>croissance démographique</u> au sein de la population, à l'intérieur de l'habitat, sont un élément précurseur impliqué dans la mesure de la capacité de support. Les dynamiques démographiques comme les taux de natalité et de mortalité, d'immigration et d'émigration, déterminent le nombre potentiel de « migrants disponibles » Le <u>taux de mortalité</u> est spécifique selon l'espèce/population et le corridor, en fonction des conditions décrites précédemment De manière générale, il existe dans les corridors un taux de mortalité, mais pas de natalité (le corridor est un conduit, non un habitat); il n'y a <u>pas de taux de recrutement intracorridor</u>
2. Étapes du cycle de vie	<p>Ce facteur concerne la classe démographique visée par le déplacement, car les individus qui empruntent un corridor représentent un échantillon non aléatoire des populations des parcelles sources. Ils peuvent être par exemple des :</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Reproducteurs</u> : qui vont ou reviennent d'un site de reproduction, de manière périodique ou permanente <u>Juveniles en dispersion</u> : qui peuvent constituer une cohorte et sont à la recherche d'un nouvel habitat ou territoire <u>Individus « surnuméraires »</u> : qui recherchent un nouveau territoire, pour la reproduction ou pour s'établir <u>Individus itinérants</u> : qui errent pour des motifs génétiques, sociaux, ou autres <u>Biais sexuel</u> : il est possible qu'au sein d'une population <ul style="list-style-type: none"> un des genres soit plus visé par la migration que l'autre, les stratégies de déplacement soient différentes selon le sexe (en fait de vitesse, de distance, de motifs, de récurrences du déplacement...) un genre soit plus disposé à errer, migrer ou se déplacer (ex. pour la quête des ressources)
3. Types de déplacement	<ul style="list-style-type: none"> <u>Marche aléatoire</u> <u>Déplacement densité dépendant</u> : stratégie de mouvement pour éviter ou encore favoriser les contacts <u>Déplacement directionnel*</u> : déplacements sur de longues distances entre aires d'approvisionnement saisonnier et aires d'accouplement ou de reproduction (aires de naissance) <p>* le déplacement directionnel requiert une capacité de mémorisation et/ou de connaître sa direction et d'avoir des habiletés de navigation</p>

Tableau 2.2 Facteurs autécologiques et paramètres comportementaux impliqués dans les stratégies de déplacement des individus ou des populations (suite)

Facteurs	Paramètres impliqués
4. Moments et périodes	<p>Déplacement entraîné par :</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>des changements ou des cycles environnementaux</u> (diurnes, lunaires, saisonniers...) • <u>une nouvelle étape du cycle de vie</u> • <u>des seuils démographiques ou des motifs sociaux</u> <p>L'objectif de la protection ou conception d'un corridor peut être de faciliter :</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>les mouvements de masse annuels</u> (ex. dispersion des juvéniles) • <u>les migrations vers les sites de reproduction, d'hibernation, etc.</u> • <u>les déplacements quotidiens</u> (diurnes ou nocturnes) entre parcelles, pour la quête de nourriture et de ressources
5. Interactions intraspécifiques	<p>Des interactions et des réponses intraspécifiques sont possibles dans les corridors, qui peuvent influencer le type de comportement et le degré d'activité, et être liées à la <u>recherche ou l'évitement de contacts entre congénères</u>.</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>effet de compétition</u> : Il arrive aussi que des individus établissent des territoires (plus ou moins temporaires) à l'intérieur des corridors, ce qui peut générer un effet de compétition et peut affecter le taux de déplacement de la population ou l'efficacité du déplacement des congénères
6. Interactions interspécifiques	<p>La distance et le degré d'activité peuvent dépendre des interactions interspécifiques</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>La territorialité interspécifique</u> peut retarder un mouvement directionnel • <u>Les interactions compétitives ou de prédation</u> affectent les activités des autres espèces et leur taux de succès • <u>La présence de l'individu en déplacement dans le corridor peut l'exposer à l'homme, aux parasites et aux pathogènes</u> <p>Les espèces sensibles à l'une ou l'autre de ces interactions sont défavorisées dans les corridors longs et étroits</p>

Inspiré de : Soulé, M.E. et M.E. Gilpin (1991)

En résumé, pour qu'un corridor écologique soit efficace, il faut qu'il soit trouvé, sélectionné, puis traversé avec succès (Rosenberg *et al.*, 1997). Aussi, au cours du déplacement,

l'organisme sélectionne son passage en fonction de son champ de perception des attributs de l'environnement, notamment le type de couvert, la disponibilité des ressources nécessaires, la forme des éléments, le taux d'occupation ou le nombre d'individus présents, puis la présence de compétiteurs ou de prédateurs (Vuilleumier et Metzger, 2006).

Au cours de ce deuxième chapitre, nous avons discuté de la nature, de la structure et de la fonction des corridors écologiques à l'intérieur du paysage. Nous retiendrons essentiellement que les corridors sont des formes du paysage qui, à plusieurs échelles, favorisent la connectivité structurelle et fonctionnelle. Au plan structurel, les corridors sont des éléments linéaires qui contrastent avec la matrice et forment un lien physique entre d'autres éléments du paysage, comme des parcelles d'habitat; ils maintiennent la connectivité structurelle en joignant des éléments qui seraient autrement isolés. Au plan fonctionnel, les corridors écologiques sont des conduits qui canalisent des flux écologiques, comme les déplacements actifs ou passifs d'organismes et de propagules, pour la dispersion, la migration, les déplacements journaliers, etc. Ils assurent une connectivité fonctionnelle surtout lorsqu'ils canalisent des flux qui ne pourraient pas ou pourraient difficilement se réaliser si le corridor écologique était absent.

Un corridor est beaucoup plus susceptible d'être sélectionné si les individus en déplacement y reconnaissent des éléments et des ressources qui rappellent leur habitat. Les corridors écologiques n'ont cependant pas la fonction d'habitat : l'efficacité du corridor écologique, en tant que conduit, réside dans le fait qu'il est traversé complètement, et que l'objectif du déplacement est idéalement atteint. Ils demeurent des milieux où il n'est pas possible de compléter son cycle de vie et qui sont aussi impropres à la reproduction. L'efficacité de la fonction de conduit d'un corridor écologique est déterminée par ces principaux facteurs :

- la structure et la composition du corridor : longueur, largeur, sinuosité, effet de lisière, continuité et qualité du couvert, ressources disponibles;
- la nature de la matrice : type de milieu, qualité ou « hostilité » de l'habitat;
- l'utilisation du territoire, la capacité de déplacement, le comportement et la perception du paysage à l'échelle de l'individu ou de l'espèce : déterminent la sélection ou non et la stratégie de déplacement à l'intérieur du corridor écologique;

- la variété des espèces qui fréquentent le corridor écologique;
- le taux de fréquentation et le taux de réussite des déplacements dans le corridor : le nombre d'entrées par rapport au nombre de sorties.

L'efficacité d'un corridor est accrue lorsque, par le biais de son utilisation, une population est établie ou renforcée, ou que les individus sont en mesure d'accomplir leurs activités, comme l'acquisition de ressources ou d'un nouveau territoire, la dispersion, la migration, l'accès à l'aire de reproduction, etc. (Soulé et Gilpin, 1991).

Chapitre 3

Les écosystèmes riverains, les bandes riveraines et les corridors écologiques dans le contexte québécois

3.1 Mise en relation des définitions retenues : peut-on conclure que les bandes riveraines, dans leur forme actuelle, maintiennent la fonction de corridor écologique ?

Les deux premiers chapitres ont permis d'étudier en détail la nature et les propriétés structurelles et fonctionnelles des écosystèmes riverains, des bandes riveraines et des corridors écologiques. À partir des concepts décrits et des définitions retenues, nous tenterons au cours de ce troisième chapitre de faire ressortir la capacité des bandes riveraines, au sens de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, à assurer ou non la fonction de corridor écologique retrouvée dans les écosystèmes riverains naturels. L'exercice nous a permis d'établir des paramètres de comparaison entre les écosystèmes riverains et les bandes riveraines, notamment au plan de la structure, du fonctionnement et des fonctions, et en regard à la fonction de corridor écologique.

Les écosystèmes riverains sont par définition des corridors structurels et fonctionnels, étant donné qu'ils comportent déjà des attributs morphologiques et fonctionnels des corridors. Leur structure, à l'échelle du paysage, est linéaire et ce sont des éléments qui se distinguent des milieux attenants et de la matrice qui constituent les écosystèmes proprement terrestres. Les écosystèmes riverains sont ainsi des éléments de connectivité sur tous les axes des gradients : il y a en effet des échanges actifs entre l'amont et l'aval le long du gradient longitudinal, entre l'eau et la terre le long du gradient transversal, et entre le sol et la canopée le long du gradient stratigraphique (Ward, 1989; Gregory *et al.*, 1991; Naiman et Décamps, 1997 ; Fischer and Fischenich, 2000; Aber et Melillo, 2001; Vassilis, 2008). Dans le temps, la connectivité fonctionnelle est plutôt marquée par des d'événements cycliques, comme les migrations ou le régime des crues, et par la trajectoire évolutive des successions. Cependant,

les écosystèmes riverains se distinguent des corridors par leur nature écosystémique. Certes les corridors sont composés d'éléments qui rappellent les écosystèmes des parcelles qu'ils unissent, mais ce n'est pas leur attribut premier. Les corridors sont définis avant tout par leur structure et leur fonction, et non par le type d'écosystème qui les compose.

Les écosystèmes riverains naturels sont donc des corridors efficaces, cependant qu'en est-il des bandes riveraines aménagées par l'homme ? Il semble y avoir quatre aspects à la problématique : 1) la simplification de la structure et de la composition de la végétation retrouvée dans les bandes riveraines, 2) les normes minimales de largeur instaurées par la Politique, lorsqu'elles sont appliquées à la lettre et avec un manque de vue d'ensemble du réseau 3) le rapport, en milieu anthropisé, entre la quantité de bandes riveraines et la quantité d'habitats riverains disponibles et 4) la question de la tenure des rives.

Les bandes riveraines définies et protégées en vertu de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables permettent-elles toujours à la fonction de corridor écologique de s'accomplir ? Il a été précédemment établi que la nature et la structure des bandes riveraines anthropisées différaient largement de celles des écosystèmes riverains, tels qu'ils se forment et fonctionnent à l'état naturel. Le terme bande riveraine est en lui-même une notion restrictive, parce qu'il réfère à une définition étroite et prédéterminée des dimensions et des fonctions, fixée dans les normes. Les critères à la base de la définition des fonctions et des normes largeur sont traditionnellement orientés sur la protection de l'eau (Welsch, 1991; MDDEP, 2007; Gagnon et Gangbazo, 2007) et des sols, en priorité, et moins sur la réalisation des autres fonctions (Fischer *et al.*, 2000; Mander *et al.*, 2005.). Ces critères tiennent aussi compte de facteurs socioéconomiques. De l'application à la lettre des normes minimales résulte donc une structure très simplifiée des bandes riveraines. Il faut toutefois concéder que la mise en œuvre de la Politique est née de la nécessité de normaliser les interventions en milieu riverain, au moins pour préserver ou rétablir un certain couvert végétal là où la végétation riveraine était très dégradée. Cependant, d'une part, même sous la tutelle des normes de protection de la Politique (dix, quinze ou vingt mètres), les bandes riveraines ne parviennent pas à se développer selon les mécanismes naturels des écosystèmes riverains, surtout sur le plan de l'étendue. D'autre part, la Politique ne semble pas non plus contenir de mesure concrète qui vise un aménagement intégré de bandes riveraines sur le

sens de la longueur. Si le tracé ou la connectivité longitudinale est interrompu, il y a entrave au déroulement de plusieurs flux écologiques, et donc de la fonction même de conduit. Les interventions dans le temps et dans l'espace, la réduction du couvert végétal, et la transition abrupte entre la bande riveraine et le territoire occupé limitent, plus ou moins fortement, la connectivité et le déroulement de certains processus (Fischer et Fischenich, 2000).

3.1.1 Ce que perd l'écosystème riverain réduit à l'état de bande riveraine

Dans les bandes riveraines anthropisées, la forme est d'abord contrôlée par des facteurs artificiels, anthropogènes, et non par les facteurs naturels. Les processus, les fonctions et les patrons écologiques existent dans les bandes riveraines, mais ont été simplifiés et limités par la conversion de l'usage du sol, par l'artificialisation ou la dégradation de la structure et de la composition de la végétation (Goupil, 1995; Jobin *et al.*, 2004; Fortier, 2007). Les processus et les fonctions ne peuvent se réaliser dans toute leur amplitude lorsque les bandes riveraines sont maintenues à des largeurs trop étroites (Fischer et Fischenich, 2000; Fischer *et al.*, 2000; Vermont Agency of Natural Resources, 2005). Mentionnons notamment les flux transversaux, entre les cours d'eau et le milieu riverain ou les plaines inondables, que l'on peut observer sur plus d'une centaine de mètres. Les modifications anthropiques ont un impact sur la connectivité structurelle et fonctionnelle. De plus, le rapport périmètre : surface augmente au point où c'est l'effet de lisière qui domine et l'habitat d'intérieur disparaît partiellement ou complètement. Rappelons que Niemelä (2001) souligne que l'effet de lisière peut s'observer sur cinquante à quatre-vingts mètres; donc, une bande riveraine de vingt mètres de largeur se voit dominée par cet effet. La simplification de la structure et de la composition des bandes riveraines entraîne une réduction de la richesse spécifique et une dégradation de l'habitat, ainsi qu'une simplification du réseau trophique. Ceci entraîne l'évacuation des espèces qui ne retrouvent plus les conditions et les ressources dont elles ont besoin, comme les espèces d'intérieur obligées, les espèces intolérantes à la lumière, les espèces dont les exigences écologiques sont spécialisées et auxquelles l'habitat dégradé ne peut plus répondre, et certaines espèces semi-aquatiques à grande aire vitale (certaines espèces de tortues, de salamandres, de mammifères comme les castors, etc.) sensibles à la fragmentation ou à la perte d'habitat (Semlitsch et Bodie, 2003; Vermont Agency of Natural Resources, 2005).

Avec la dégradation de la végétation riveraine, observée notamment dans plusieurs régions agricoles du sud du Québec (Boutin *et al.*, 2003), ce sont en fait les processus biotiques et abiotiques, liés au fonctionnement et à la régulation de ces écosystèmes cruciaux, qui sont perturbés. Les patrons et les processus ne peuvent se perpétuer sur des étendues de bandes riveraines aussi restreintes que de trois⁵ à vingt mètres de largeur, puisque beaucoup se produisent sur plus d'une centaine de mètres (Vermont Agency of Natural Resources, 2005; Naiman et Rogers, 1997). Outre la taille de la bande riveraine, la composition et la stratification de sa végétation sont tout aussi importantes pour la diversité et la survie des espèces (Boutin *et al.*, 2003). Burel et Baudry (1999) rapportent en effet que l'homogénéisation de la végétation a des effets négatifs sur la biodiversité. La perte de diversité en espèces végétales provoque la réduction de la variété des ressources en nourriture, en habitats, en abris, etc. (Saint-Jacques et Richard, 1998; COGESAF, 2006), et perturbe les conditions de l'écosystème ainsi que les niches écologiques concernées. Par ailleurs, la dégradation de la végétation et des sols riverains donne l'opportunité aux espèces exotiques envahissantes de s'installer et de proliférer (Vermont Agency of Natural Resources, 2005). L'écosystème, sous forme de bande riveraine, est ainsi déséquilibré et devient de moins en moins productif.

3.1.2 Ce que la forme de bande riveraine peut maintenir de l'écosystème riverain

Bien que la connectivité longitudinale puisse être discontinue, il existe tout de même un tracé généralement continu de végétation protégée le long des cours d'eau. Une étude de Maisonneuve et Rioux (2001) a montré que les bandes riveraines des milieux agricoles demeuraient fréquentées par plusieurs espèces herpétofauniques ou de petits mammifères, bien que leur abondance et leur variété dépendent du fait que la bande riveraine soit herbacée, arbustive ou arborée. Les bandes riveraines sont aussi utilisées par des espèces d'oiseaux, surtout ubiquistes (Darveau *et al.*, 1995). La composition, l'étendue et la stratification de la végétation demeurent des facteurs importants de la complexité de l'habitat et de la diversité des espèces qui le fréquentent. L'étendue et la structure de la végétation influencent en effet le type ou le nombre de fonctions et de services écologiques pouvant être

⁵ Selon l'amendement permettant aux producteurs agricoles de récolter des végétaux jusqu'à un maximum de trois mètres avant la ligne des hautes eaux

accomplis par une bande riveraine. Aussi, le type de végétation composant la bande riveraine agit beaucoup sur l'efficacité ou la « performance » dans la réalisation de ces fonctions et de ces services écologiques (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Efficacité relative de trois types de végétation, herbacée, arbustive et arborée, pour la réalisation de certains bénéfices ou services écologiques spécifiques

Bénéfice/Service écologique	Type de végétation		
	Herbacée	Arbustive	Arborée
Stabiliser l'érosion des berges	Moyenne	Élevée	Moyenne
Retenir les sédiments	Élevée	Moyenne	Basse
Filtrer les nutriments, les pesticides, les microbes			
- liés aux sédiments	Élevée	Basse	Basse
- solubles	Moyenne	Basse	Moyenne
Fournir un habitat aquatique	Basse	Moyenne	Élevée
Fournir un habitat pour la faune			
- faune de prairie ou de pâturage	Élevée	Moyenne	Basse
- faune forestière	Basse	Moyenne	Élevée
Fournir des produits économiques	Moyenne	Basse	Moyenne
Procurer une diversité visuelle	Moyenne	Moyenne	Élevée
Prévenir la destruction des berges	Basse	Moyenne	Élevée
Assurer l'adduction d'eau lors d'inondation	Élevée	Basse	Basse
Modifié de Dosskey, Schultz, et Isenhardt (1997)			

Traduction libre

Source : Fischer, R.A. et J. C. Fischenich (2000), p. 12

3.2 Constat et discussion

À la lumière de ces constatations, on s'aperçoit rapidement que les largeurs réglementaires de trois, dix, quinze ou vingt mètres, prescrites par la Politique, deviennent clairement

insuffisantes lorsqu'on tient compte de l'envergure de l'échelle à laquelle les processus écologiques opèrent et la connectivité se maintient, et lorsqu'on tient compte également de l'histoire naturelle des espèces qui utilisent le milieu riverain. Dans ce contexte, les bandes riveraines définies et protégées en vertu des dispositions de la Politique, pour la fonction de corridor, sont surtout susceptibles d'être utilisées par des espèces ubiquistes ou plutôt généralistes, non obligées aux habitats d'intérieur, et probablement peu exigeantes (Boutin *et al.*, 2003). Il est aussi possible que les bandes riveraines conviennent à des espèces capables d'adapter leur comportement en fonction de leur perception de la qualité du milieu : par exemple, l'augmentation de la vitesse de déplacement, en vue d'effectuer un transit plus rapide. Par ailleurs, les milieux dont la végétation et les sols sont dégradés, comme dans la plupart des bandes riveraines anthropisées, sont un lieu fertile pour la prolifération d'espèces envahissantes (Vermont Agency of Natural Resources, 2005), exotiques ou non. Quel intérêt écologique représentent ces bandes riveraines si les processus et les fonctions y sont perturbés, si les flux d'organismes y sont réduits, et si les espèces locales spécialistes, d'autant plus si leur statut est précaire, y sont défavorisées au profit des espèces envahissantes ?

Il devient clair que, si on veut les voir servir de corridors écologiques, les bandes riveraines doivent avoir des normes minimales de largeur augmentées. Des bandes riveraines protégées sur une plus grande étendue sont beaucoup plus en mesure d'intégrer les processus écologiques sur une plus grande échelle. De cette manière, davantage de fonctions écologiques associées aux écosystèmes riverains, comme la fonction de corridor, sont susceptibles de s'accomplir dans les bandes riveraines. Beaucoup d'études ont été menées sur les bandes de protection riveraine (Welsch, 1991; Goupil, 1995; Fischer et Fischenich, 2000; Boyd, 2001; Lee *et al.*, 2004; Vermont Agency of Natural Resources, 2005; Gagnon et Gangbazo, 2007 entre autres). La plupart de ces études encouragent l'étude cas par cas des écosystèmes riverains que l'on veut aménager, afin de bien caractériser leurs conditions spécifiques et de concevoir des plans d'aménagement sur mesure. On concède cependant le côté laborieux de la tâche, en plus du fréquent manque de temps et de ressources qui incombent aux décideurs. Pour la préservation de la diversité des espèces floristiques et fauniques locales, il est suggéré que les bandes riveraines mesurent au moins trente mètres de largeur, mais beaucoup conviennent d'une largeur moyenne idéale de cent

mètres (Welsch, 1991; Goupil, 1995; Fischer et Fischenich, 2000; Boyd, 2001; Lee *et al.*, 2004; Vermont Agency of Natural Resources, 2005; Gagnon et Gangbazo, 2007).

Dans certains réseaux hydrographiques, surtout dans le Québec méridional, la proportion de bandes riveraines anthropisées est beaucoup plus importante que celle des écosystèmes riverains naturels servant d'habitats. Si l'on veut que les bandes riveraines servent de réseaux efficaces de corridors écologiques, elles doivent unir des parcelles d'habitat et promouvoir les mouvements entre des sites de qualité. Un réseau composé davantage de corridors que de parcelles d'habitat risque de devenir une trappe écologique, où les taux de mortalité et d'échec des déplacements augmentent. Pour qu'un réseau de corridors riverains soit efficace, il faut qu'une proportion appréciable des écosystèmes riverains soit constituée de parcelles d'habitat, situées ponctuellement dans celui-ci. Ceci afin que la distance des corridors entre les parcelles ne dépasse pas la capacité moyenne de déplacement des espèces locales ou des espèces visées par une stratégie de conservation.

La problématique de la tenure des rives concerne le domaine de propriété des bandes riveraines. Au chapitre I, nous avons vu que le Code civil du Québec définissait le « lit des lacs et des cours d'eau navigables et flottables » ainsi que « le lit des lacs et des cours d'eau non navigables ni flottables, qui bordent les terrains aliénés par l'État après le 9 février 1918 [...] » comme la « propriété de l'État jusqu'à la ligne des hautes eaux » (MDDEP, 2007, p. 23). Au cours de ce chapitre, nous avons aussi étudié l'intime relation entre ces mêmes cours d'eau et leurs écosystèmes riverains. Bien que plusieurs lois et règlements les protègent, les milieux riverains qui ceinturent et « nourrissent » les cours d'eau sont pourtant exclus du domaine de propriété publique, à partir de la ligne des hautes eaux. Ce n'est pas l'État qui s'occupe concrètement de l'aménagement ou de la restauration des bandes riveraines; cette initiative doit provenir de la société civile, conformément aux règlements des municipalités.

Par leur aspect linéaire et leur emplacement, les écosystèmes riverains, dans les vallées fluviales par exemple, constituent le plus souvent des corridors écologiques naturels. On leur reconnaît en effet la propriété de fournir des routes de dispersion ou de migration pour les plantes et les animaux (Simberloff et Cox, 1987; Gregory *et al.*, 1991; Fischer et Fischenich, 2000; Décamps *et al.*, 2004; Vermont Agency of Natural Resources, 2005). L'importance de

l'utilisation des écosystèmes riverains est relative et propre à chaque espèce, au plan de la durée, de la fréquence et de l'activité accomplie. La position des écosystèmes riverains à proximité de l'eau favorise l'accès à cette ressource en tout temps. De plus, leur position juxtaposée aux milieux aquatique et terrestre constitue un lien entre ces deux écosystèmes et donc favorise les échanges écologiques et génétiques (Spackman et Hughes, 1995).

La conservation des bandes riveraines pour l'aménagement de corridors devient donc une solution plus qu'intéressante. Mais pour ce faire il faut que ces bandes riveraines soient conçues comme des corridors riverains qui accomplissent un spectre de fonctions écologiques bien plus large que les seules protection de l'eau et protection des sols contre l'érosion (Fischer *et al.*, 2000; Mander *et al.*, 2005).

3.3 En quoi et dans quelle région du Québec les bandes riveraines représentent-elles une option intéressante pour l'aménagement d'un réseau de corridors efficaces ?

L'intérêt de l'aménagement d'un corridor est d'assurer que la bande protégée soit assez grande pour pouvoir supporter une riche biodiversité et des réseaux trophiques complexes, dont la valeur écologique, fonctionnelle et patrimoniale est beaucoup plus élevée. C'est aussi le cas des corridors organisés en réseaux par rapport aux corridors simples. Les réseaux ont l'avantage d'offrir beaucoup plus de possibilités quant aux trajets de déplacement, et sont susceptibles de relier entre elles un bien plus grand nombre de parcelles d'habitat. Un réseau de corridors est d'autant plus efficace lorsqu'il comporte plusieurs intersections, qui elles-mêmes vont comporter plusieurs connections (Burel et Baudry, 1999), ou embranchements qui partent dans différentes directions. Le paysage du Québec est d'ailleurs sillonné de réseaux hydrographiques complexes et ramifiés, ce qui offre un substrat naturel très intéressant pour la constitution d'un réseau de corridors.

Outre l'aspect du réseau hydrographique, la distribution de la biodiversité et des espèces d'intérêt écologique, par rapport aux types de paysage dans lesquels elles se trouvent, font ressortir les régions où la constitution de réseaux de corridors riverains devient une stratégie de conservation intelligente et réaliste. Il existe en effet un gradient de diversité biologique et de distribution des espèces menacées ou vulnérables, qui décroît du sud vers le nord du

Québec (figure 3.1; Tardif *et al.*, 2005). Parallèlement, beaucoup de ces espèces désignées menacées, vulnérables ou susceptibles de l'être sont rencontrées dans les milieux riverains (Goupil, 1998; Tardif *et al.*, 2005; Vermont Agency of Natural Resources, 2005; MDDEP, 2007; Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2008).

En tenant compte de la grande richesse en espèces que supporte la partie méridionale de la province et en superposant l'information sur la répartition des espèces menacée et la distribution des aires protégées (figure 3.2), on constate rapidement que les priorités de conservation se situent majoritairement dans le sud du Québec. Les aires protégées du sud du Québec, quelle que soit leur catégorie, sont très nombreuses, mais de très petite taille pour la plupart. C'est dans le Québec méridional que la pression anthropique et les conflits d'usage du territoire sont les plus forts, étant donné la grande concentration de population, des terres privées et des terres agricoles. Dans cette région, la création de grandes aires protégées est presque impossible. Constituer un réseau de corridors riverains pour relier ce chapelet d'aires protégées représente alors une possibilité intéressante et réaliste, puisqu'elle utiliserait des éléments du paysage déjà existants. Certes, ces corridors potentiels nécessiteraient certaines interventions au plan de l'aménagement et de la restauration, un élargissement de leurs superficies latérales, ainsi qu'un plan de protection législative plus sévère et bien coordonné. Cependant, un tel réseau de corridors riverains permettrait d'assurer une plus grande connectivité dans le paysage et entre les aires protégées. Constitués en réseaux, ces corridors riverains favoriseraient aussi la réalisation des flux, des fonctions et des services écologiques, souvent perturbés et menacés en milieu fortement anthropisé.

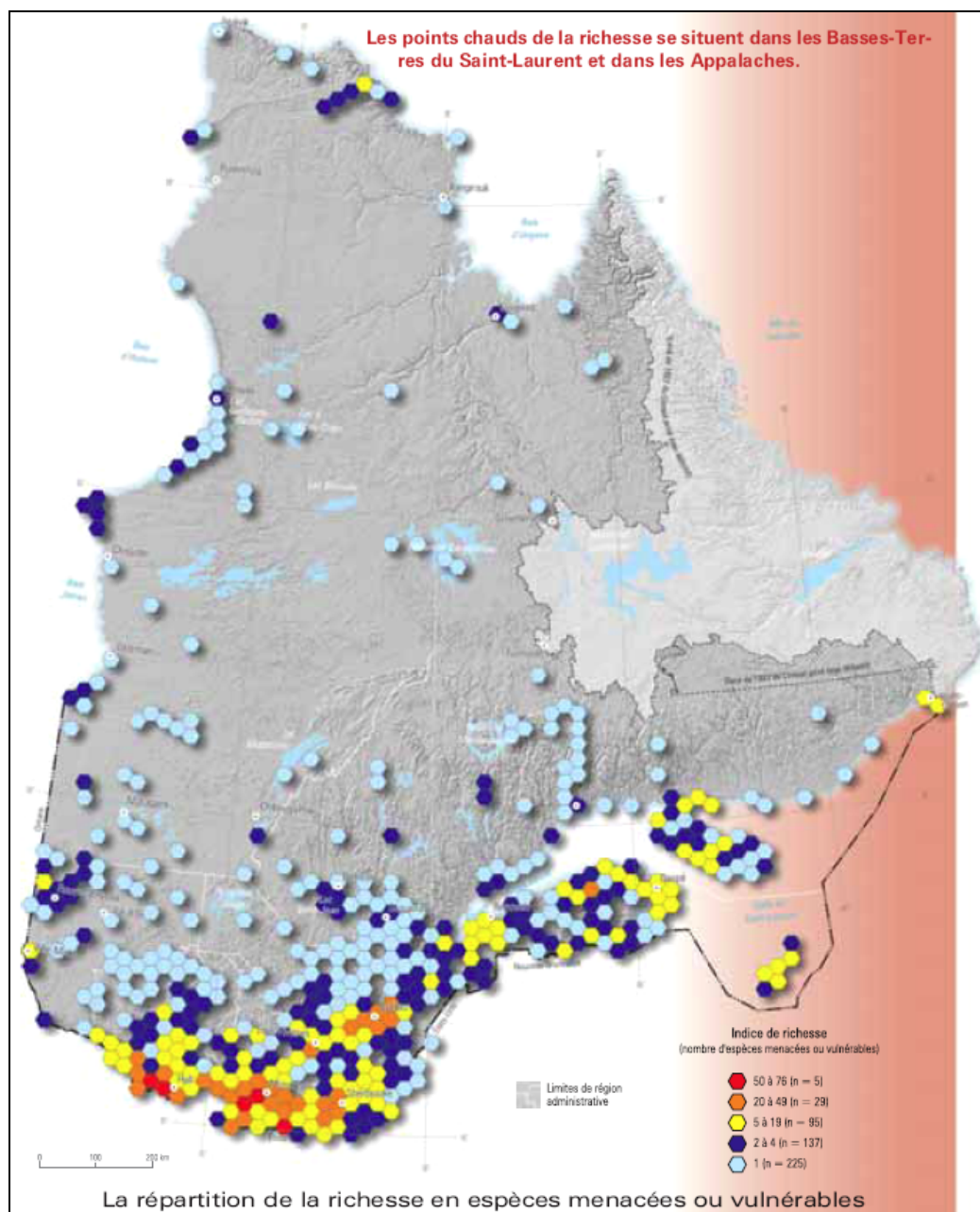


Figure 3.1 Répartition de la richesse en espèces menacées ou vulnérables au Québec. La couleur du polygone montre l'indice de richesse en termes de nombre d'espèces menacées ou vulnérables : rouge = 50 à 76; orange = 20 à 49; jaune = 5 à 19; bleu foncé = 2 à 4; bleu pâle = 1.

Source : Tardif, B., Lavoie, G. et Y. Lachance (2005), p. 33

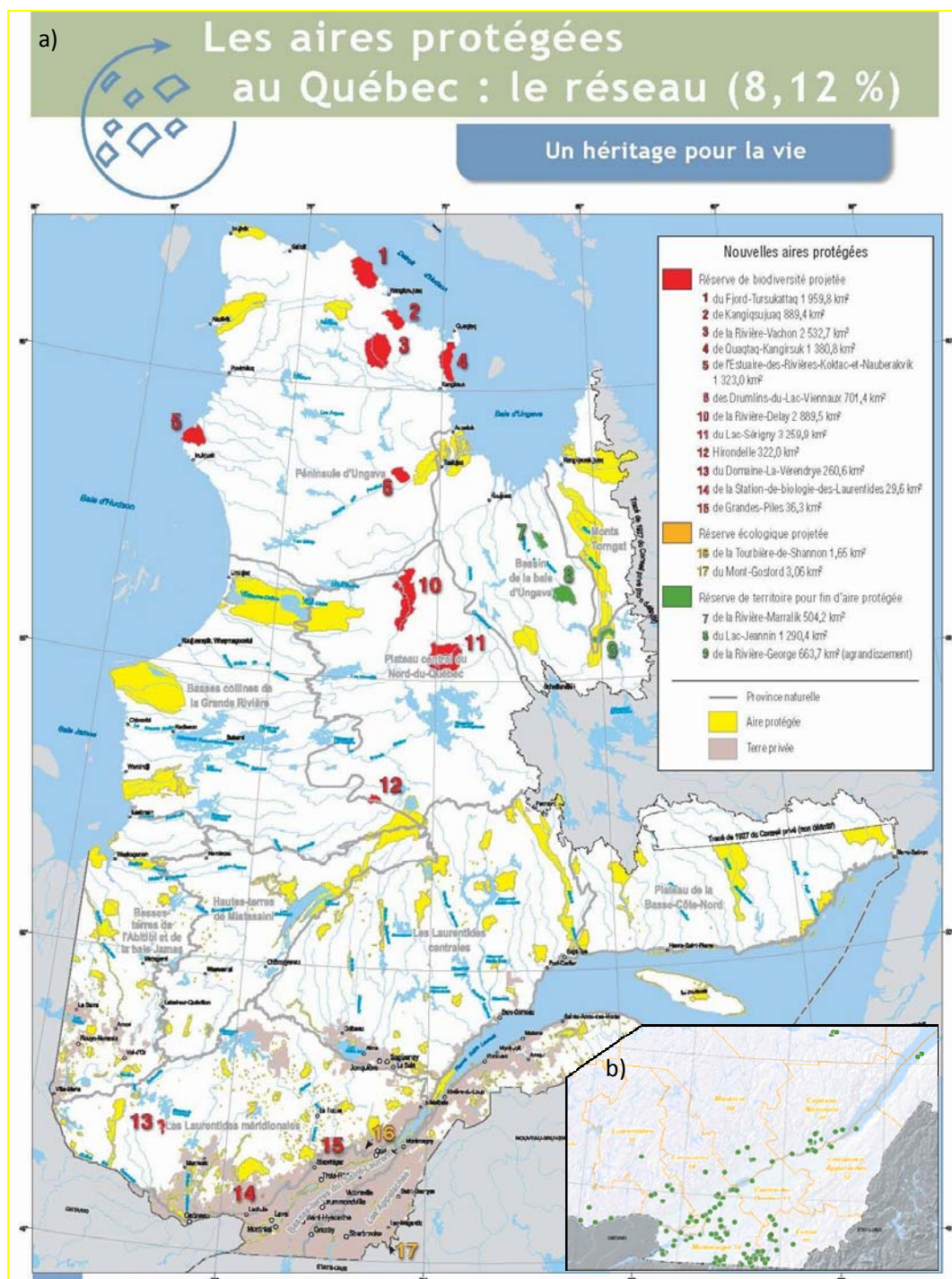


Figure 3.2 Répartition des aires protégées du Québec

Source : MDDEP (2009a); MDDEP (2009b)

En terminant, les chercheurs s'accordent assez sur la définition structurelle des corridors, riverains ou autres, mais moins sur la définition fonctionnelle et sur la mesure de leur efficacité. Ces aspects, de même que la valeur réelle des corridors comme stratégie de conservation, ont longtemps fait l'objet de recherches, de critiques et de débats vigoureux au sein de la communauté scientifique, constatent Rosenberg *et al.* (1995). De nos jours, l'aspect de leur importance en conservation est moins remis en doute. Certains projets de corridors écologiques ont même été mis sur pied par des instances gouvernementales ou internationales, comme le montrent les exemples des corridors forestiers de Mirabel, au Québec (Plamondon *et al.*, 2004) et du Réseau écologique paneuropéen (Hindmarch et Kirby, 2002). Beaucoup jugent que les corridors apportent des bénéfices écologiques, bien meilleurs que la présence de parcelles isolées, mais moindres que la présence de l'habitat en continu. Autrement dit, les corridors, seuls ou en réseaux, ne peuvent jamais remplacer l'habitat continu d'autrefois ni les réserves de grande étendue (Soulé et Gilpin, 1991), mais ils offrent des opportunités intéressantes pour le maintien de la connectivité et de certains assemblages d'espèces (Perault et Lomolino, 2000). Ils sont aussi un moyen d'atténuer l'isolement des parcelles d'habitat isolées. Les corridors ne sont certes pas une panacée, mais constituent un outil valable à l'intérieur d'une stratégie de conservation intégrée à l'échelle du paysage (Noss, 1987; Saunders et Hobbs, 1991; Beier et Noss, 1998; Perault et Lomolino, 2000; Tewksbury *et al.*, 2002). Rosenberg *et al.* (1997) ajoutent enfin que la préservation ou la construction de corridors comme option de conservation ne doit jamais servir de compromis, justifier, ou motiver une exploitation intensive et débridée du territoire.

Conclusion

Dans un premier temps, l'objectif de cet essai était de définir trois éléments du paysage : les écosystèmes riverains, les bandes riveraines et les corridors écologiques; ils ont été définis du point de vue de leur nature, de leur fonctionnement et de leurs fonctions écologiques, principalement celle de corridor écologique. Dans un deuxième temps, la comparaison des définitions retenues devait nous permettre de répondre à la question principale de l'essai, qui portait sur la capacité des bandes riveraines définies selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables d'assurer la fonction de corridor écologique au même titre que les écosystèmes riverains naturels. La démarche de l'essai a permis de démontrer clairement que la « protection minimale adéquate » de la Politique ne permet pas de préserver le caractère naturel des bandes riveraines, parce que la forme engendrée par les normes minimales de largeur notamment ne permet pas aux processus écologiques de se réaliser pleinement. La modification et la superficie artificiellement contrôlée limitent sévèrement la réalisation des fonctions, principalement celle de corridor écologique servant à canaliser les flux, et engendrent une érosion de la biodiversité dans les bandes riveraines.

Cette incapacité des bandes riveraines anthropisées de servir adéquatement de corridor est principalement attribuable à la perte et à l'altération importantes des fonctions et des processus écologiques normalement en action dans ces milieux. En vue de protéger adéquatement le milieu aquatique, il faut aussi protéger les milieux terrestres limitrophes. Les milieux aquatiques et riverains forment un système intégré dont les composantes sont interdépendantes. Pour que l'un et l'autre puissent se maintenir ou retrouver une partie de leur intégrité écologique, les normes et les dispositions prévues dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables doivent s'harmoniser davantage à leur fonctionnement intrinsèque.

Des bandes riveraines inadéquates pour la réalisation des processus et des flux écologiques ne demeureront en effet qu'un rempart de protection plus ou moins efficace. En maintenant des bandes riveraines dégradées dans leur structure, leurs processus et leur composition

spécifique, beaucoup moins d'espèces pourront utiliser ce milieu, et beaucoup moins de services écologiques bénéfiques à l'homme pourront se réaliser.

L'avantage que représente la Politique est tout de même de constituer un outil administratif voué à la protection des bandes riveraines en milieu anthropisé. Une fois cet espace créé, il devient possible d'ajuster par la suite les normes ou les mesures d'application en fonction des besoins observés sur le terrain. Néanmoins, l'aménagement que nous faisons de nos cours d'eau et de leurs milieux riverains dépendra toujours de nos priorités. Il n'est en effet pas possible de restaurer toutes les bandes riveraines pour les ramener à un état d'intégrité écologique d'avant la modification anthropique. Cependant, il faut être conscient des enjeux écologiques : la dégradation des fonctions et des services écologiques, à cause d'une gestion inadéquate des écosystèmes, risque d'avoir des conséquences à long terme sur les possibilités et les coûts futurs de l'aménagement du territoire.

Références

- Aber, J.D., et Melillo, J.M. (2001). Terrestrial ecosystems, second edition (San Diego: Harcourt Academic Press).
- Amoros, C., et Petts, G.E. (1993). Hydrosystèmes fluviaux (Paris : Editeur Masson).
- Andreassen, H.R., Halle, S., et Ims, R.A. (1996). Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. *Journal of Applied Ecology* 33, 63-70.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Baker, J., French, K., et Whelan, R.J. (2002). The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in south-eastern Australia. *Ecology* 83, 3048-3059
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., et Cronin, J.T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85, 2671-2676.
- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7, 94-108.
- Beier, P. (1995). Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59, 228-237.
- Beier, P., et Noss, R.F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity ? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.

- Bélanger, L., et Grenier, M. (1998). Importance et causes de la fragmentation forestière dans les agroécosystèmes du sud du Québec. Série de rapport technique numéro 327. Environnement Canada, Service Canadien de la faune, région du Québec.
- Bennett, A.F. (1990). Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4, 109-122.
- Bonnin, M. (2007). Connectivité écologique et gouvernance territoriale. IRD/C3ED, Guyancourt. <http://sadapt.inapg.inra.fr/ersa2007/papers/217.pdf>, 2 avril 2009.
- Bourque, J. (2005). Déterminants comportementaux de la répartition spatiale des oiseaux dans les forêts fragmentées. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.
- Boutin, C., Jobin, B., et Bélanger, L. (2003). Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94, 73-87.
- Boyd, L. (2001). Buffer zones and beyond: wildlife use of wetland buffer zones and their protection under the Massachusetts Wetland Protection Act. Department of Natural Resources Conservation, University of Massachusetts. http://www.umass.edu/nrec/pdf_files/final_project.pdf, 01 décembre 2008.
- Brinson M.M. (1990). Riverine forests. *In* Forested Wetlands, A.E. Lugo, M.M. Brinson, S. Brown, eds. (Amsterdam, New York: Elsevier), pp. 87–141.
- Brown, J.H., et Kodric-Brown, A. (1977). Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58, 445-449.
- Bunn, A.G., Urban, D. L., et Keitt, T. H. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59, 265-278.

- Bunnell, F.L., Sutherland, G.D., et Wahbe, T.R. (2001). Vertebrates associated with riparian habitats on British Columbia's mainland coast. Extension product for CCLCRMP. Pub. No. E-11 Centre for Applied Conservation Biology, University of BC, Vancouver, BC. <http://www.citbc.org/b-HPG5-Bunnell-May01.pdf>, 30 octobre 2008.
- Burel, F., et Baudry, J. (1999). *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications* (Paris : TEC & DOC).
- Cale, P.G. (2003). The influence of social behaviour, dispersal and landscape fragmentation on population structure in a sedentary bird. *Biological Conservation* 109, 237-248.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec. (2008). *Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec*. 3e édition. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 180 p.
- Chauvette, L. (2006). Portrait global de l'état des berges et bandes riveraines du tronçon principal de la rivière Bécancour. Pour le Groupe de concertation du bassin de la rivière Bécancour. http://www.grobec.org/pdf/grobec_portrait_global.pdf, 20 novembre 2008.
- Clements, F.E. (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute of Washington Publication 242, 1-512.
- Clergeau, P., et Désiré, G. (1999). Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappe Monde* 55, 19-22.
- COGESAF. (2006). *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François*. http://www.cogesaf.qc.ca/Analyse_web/Partie_1_analyse.pdf, 30 novembre 2008.

- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Corsi, F., Boitani, L., et Sinibaldi, L. (2002). Corridors écologiques et espèces : grands carnivores dans la région alpine. Comité pour les activités du Conseil de l'Europe dans le domaine de la diversité biologique et paysagère, Sauvegarde de la nature n°127 (Strasbourg Cedex : Éditions du Conseil de l'Europe).
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., et Larue, P. (1995). Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* 59, 67-78.
- Décamps, H., Pinay, G., Naiman, R.J., Petts, G.E., McClain, M.E., Hillbricht-Ilkowska, A., Hanley, T.A., Holmes, R.M., Quinn, J., Gibert, J., Planty Tabacchi, A.M., Schiemer, F., Tabacchi, E., et Zalewski, M. (2004). Riparian zones: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Polish Journal of Ecology* 52, 3-18.
- Dixon, J.D., Oli, M.K., Wooten, M.C., Eason, T.II., McCown, J.W., et Paetkau, D. (2006). Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology* 20, 155-162.
- Dosskey, M., Schultz, D., et Isenhardt, T. (1997). How to design a riparian buffer for agricultural land. *Agroforestry Notes (AFN-4)*, National Agroforestry Center, USDA Forest Service and USDA Natural Resources Conservation Service.
- Duchesne, S., Bélanger, L., Grenier, M., et Hone, F. (1999). Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole. Environnement Canada, Service canadien de la faune. Fondation Les oiseleurs du Québec inc. ISBN : 2-9806557-0-8.

- Dunning, J.B. Jr., Borgella, R. Jr., Clements, K., et Meffe, G.K. (1995). Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9, 542-550.
- Dynesius, M., et Nilsson, C. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science, New Series* 266, 753-762.
- Eybert, M.C. (1985). Dynamique des passereaux des landes armoricaines. Cas particulier : étude d'une population de linotte mélodieuse *Acanthis cannabina* L. Thèse d'État, Université de Rennes I, Rennes Cedex.
- Fahrig, L., et Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66, 1762-1768.
- Fischer, R.A., et Fischenich, J.C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. EMRRP Technical Notes Collection, ERDC TN-EMRRP-SR-24, US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/sr24.pdf>, 26 novembre 2007.
- Fischer, R.A., Martin, C.O., et Fischenich, J.C. (2000). Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife. International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds. American Water Resources Association. <http://www.swf.usace.army.mil/pubdata/envIRON/regulatory/other/links/stream/improvingriparianbufferstrips.pdf>, 3 avril 2009.
- Forman, R.T.T. (1995). Land mosaic. The ecology of landscapes and regions (Cambridge: Cambridge University Press).
- Forman, R.T.T., Galli, A.E., et Leck, C.F. (1976). Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land-use implications. *Oecologia* 26, 1-8.

- Fortier, J. (2007). L'arbre en milieu agricole : un pilier à l'aménagement durable des paysages ruraux québécois. Forum de l'Institut des Sciences de l'Environnement de l'UQAM dans le cadre de la Commission sur l'Avenir de l'Agriculture et de l'agroalimentaire québécois.
<http://www.caaaq.gouv.qc.ca/userfiles/File/Memoire%20Laurentides-Montreal%20special/06-25-Fortier,Julien-final3.pdf>, 18 juillet 2009
- Gagnon, E., et Gangbazo, G. (2007). Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, 17 p.
- Gilbert, F., Gonzalez, A., et Evans-Freke, I. (1998). Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 265, 577-582.
- Goupil, J.Y. (1995). Considérations d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 45 p.
- Goupil, J.-Y. (1998). Protection des rives, du littoral et des plaines inondables : guide des bonnes pratiques. Service de l'aménagement et de la protection des rives et du littoral, ministère de l'Environnement et de la Faune. Envirodoq : EN980461. Les publications du Québec, 170 p.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., et Cummins, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41, 540-551.
- Haas, C.A. (1995). Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9, 845-854.

- Haddad, N.M. (1999). Corridor use predicted from behaviours at habitat boundaries. *The American Naturalist* 153, 215-227.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S., et Spira, T. (2003). Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84, 609-615.
- Hanski, I. (1991). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42, 17-38.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63, 151-162.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology* (Oxford : Oxford University Press).
- Hess, G.R. (1994). Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology* 8, 256-262.
- Hestir, E.L. (2007). Functional process zones and the River Continuum Concept. University of California, Department of Geology.
<http://www-geology.ucdavis.edu/~shlemonc/trips/GrandeRonde/backgroundpapers/Hestir.pdf>,
 18 septembre 2008.
- Hindmarch, C., et Kirby, J. (2002). Les corridors pour oiseaux du Réseau écologique paneuropéen. Comité pour les activités du Conseil de l'Europe dans le domaine de la diversité biologique et paysagère, Sauvegarde de la nature n°123 (Strasbourg Cedex : Éditions du Conseil de l'Europe).
- Hudgens, B.R., et Haddad, N.M. (2003). Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *The American Naturalist* 161, 808-820.

- Ilhardt, B.L., Verry, E.S., et Palik, B.J. (2000). Defining riparian areas. Forestry and the riparian zone. Wells Conference Center, University of Maine. October 26 2000. Orono, Maine.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C., et Maisonneuve, C. (2004) Conservation value of agriculture riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 413-423.
- La Polla, V.N., et Barrett, G.W. (1993). Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pensylvanicus*). *Landscape Ecology* 8, 25-37.
- Lee, P., Smyth, C., et Boutin, S. (2004). Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70, 165-180.
- Lidicker, W.Z. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14, 333-343.
- Machtans, C.S., Villard, M.A., et Hannon, S.J. (1996). Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10, 1366-1379.
- Maisonneuve, C., et Rioux, S. (2001). Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 165-175.
- Malanson G.P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press
- Mander, Ü., Hayakawa, Y., Kuusemets, V. (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24, 421-432.

- McGarigal, K., et Cushman, S.A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12, 335-345.
- Metzger, J.P., et Décamps, H. (1997). The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18, 1-12.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005a). Ecosystems and human well-being: current state and trends (Washington DC: Island Press).
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005b). Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis (Washington, DC: World Resources Institute).
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). (2002). <http://www.mddep.gouv.qc.ca/index.asp>, 29 août 2008.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). (2007). Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Direction des politiques de l'eau.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). (2009a). Carte du réseau des aires protégées au Québec. http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/articles/090329/cartes.pdf, 29 avril 2009.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). (2009b). Le réseau des aires protégées en milieu privé du Québec. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/communiqués/2009/090122-carte.pdf>, 1 mai 2009.

- Morin, E. (2003). Restauration des berges et sensibilisation de la population à de bonnes pratiques en milieu riverain. Document synthèse. Bassin versant Saint-Maurice. http://www.bvsm.ca/fichiers%20PDF/restauration_berges_sensibilisation_milieu_riverain.pdf, 30 novembre 2008.
- Naiman, R.J., Beechie, T.J., Benda, L.E., Berg, D.R., Bisson, P.A., MacDonald, L.H., O'Connor, M.D., Olson, P.L., et Steel, E.A. (1992). Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. *In* Watershed management: balancing sustainability and environmental change, R.J. Naiman, ed. (New York: Springer- Verlag), pp. 127-188.
- Naiman, R.J., et Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *The Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 621-658.
- Naiman, R.J., Décamps, H., et Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3, 209-212.
- Naiman, R.J., et Rogers, K.H. (1997). Large animals and system-level characteristics in river corridors: implications for river management. *BioScience* 47, 521-529.
- Newmark, W.D. (1993). The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio* 22, 500-504.
- Niemelä, J. (2001). The utility of movement corridors in forested landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3, 70-78.
- Noss, R.F. (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1, 159-164.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.

- Noss, R.F. (1991). Landscape connectivity: different functions and different scales. *In* Landscape Linkages and Biodiversity, W.E. Hudson, ed. (Washington DC: Island Press), pp. 27–38.
- Office québécois de la langue française. (2009). Le grand dictionnaire terminologique. <http://www.oqlf.gouv.qc.ca/ressources/gdt.html>, 10 février 2009.
- Olivier, J.M., et Perrin, J.F. (2005). Les espaces de rétention, un espace pour une bonne gestion des inondations. Approche écologique. Séminaire d'échanges ZABR. Espaces de liberté, de rétention, de bon fonctionnement : des outils pour une gestion équilibrée des cours d'eau. Le Prieuré, 11 avril 2005. http://www.graie.org/zabr/actualites/SemEspLib_actesC-72dpi.pdf, 18 septembre 2008.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G., et Hustings, R., (1985). Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of core area and isolation. *Biological Conservation*, 34, 333-352.
- Parcs Canada. (2004). Rapport de la commission sur l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada. http://www.pc.gc.ca/docs/pc/rpts/ie-ei/report-rapport_1_f.asp, 11 février 2009.
- Perault, D., et Lomolino, M.V. (2000). Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs* 70, 401-422.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L., et Armesto, J.J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review* 53, 335-371.

Plamondon, L., Dubé, P., et Goulet, A. (2004). Plan directeur des corridors forestiers de la MRC de Mirabel en relation avec la fragmentation de milieu forestier. Horizon Multiressource Inc.
http://www.multiressource.qc.ca/fr/realisations/projet01_01_02_01.pdf, 8 octobre 2008.

Platt, W.J., et Connell, J.H. (2003). Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecological Monographs* 73, 507-522.

Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., et Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime: a paradigm for riverine conservation and restoration. *BioScience* 47, 769-784.

Primack, R.B. (2006). *Essentials of conservation biology*. Fourth edition. (Sunderland, MA, ÉU : Sinauer Associates, Inc.).

Puth, L.M., et Wilson, K.A. (2001). Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology* 15, 21-30.

Reid, H. (2004). *Dictionnaire de droit québécois et canadien*, 3^e édition (Montréal : Les éditions Wilson & Lafleur).

de Resende, E.K. (2004). The flood pulse concept and its relation to fish biology in the Pantanal. Symposium proceedings of the Sixth International Congress on the Biology of Fish, Manaus Brazil, 1-5 August 2004. *Advances in fish biology*, pp. 293-296. <http://www-heb.pac.dfo-mpo.gc.ca/congress/2004/Advances/Advances.pdf>, 19 septembre 2008.

Rosenberg, D.K., Noon, B.R., Megahan, J.W., et Meslow, E.C. (1998). Compensatory behaviour of *Ensatina eschscholtzii* in biological corridors: a field experiment. *Canadian Journal of Zoology* 76, 117-133.

- Rosenberg, D.K., Noon, B.R., et Meslow, E.C. (1995). Towards a definition of biological corridor. *In* Integrating people and wildlife for a sustainable future, J.A. Bissonette and P.R. Krausman, eds. International Wildlife Management Congress, Bethesda, Maryland, pp. 436-439.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R., et Meslow, E.C. (1997). Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47, 677-687.
- Saint-Jacques, N., et Richard, Y. (1998). Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. *In* Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques (éd.), Envirodoq no EN980022, pp. 6.1 à 6.41.
- Saunders, D.A., et Hobbs, R.J., editors. (1991). Nature conservation 2: the role of corridors (Chipping Norton, NSW, Australia: Surrey Beatty & Sons).
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., et Margules, C.R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Semlitsch, R.D., et Bodie, J.R. (2003) Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17, 1219-1228.
- Shirley, S.M., et Smith, J.N.M. (2005). Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation* 125, 475–489.
- Shirley, S.M. (2006). Movement of forest birds across river and clearcut edges of varying riparian buffer strip widths. *Forest Ecology and Management* 223, 190-199.

- Simberloff, D., et Cox, J. (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1, 63-71.
- Soulé, M. E., et Gilpin, M. E. (1991). The theory of wildlife corridor capability. *In* Nature conservation 2: the role of corridors, D. A. Saunders and R. J. Hobbs, eds. (Chipping Norton, NSW, Australia: Surrey Beatty & Sons), pp. 3-8.
- Spackman, S.C., et Hughes, J.W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order stream in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71, 325-332.
- Tardif, B., Lavoie, G., et Lachance, Y. (2005). Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec.
- Tewksbury, J.J., Levey, D.J., Haddad, N.M., Sargent, S., Orrock, J.L., Weldon, A., Danielson, B.J., Brinkerhoff, J., Damschen, E.I., et Townsend, P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 12923-12926.
- Tischendorf, L., et Wissel, C. (1997). Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. *Oikos* 79, 603-611.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., et DeLong, M.D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research & Applications* 22, 123-147.
- Tockner, K., Malard, F., et Ward, J.V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14, 2861-2883.

- van Apeldoorn, R.C., Oostenbrink, W.T., van Winden, A., et van der Zee, F.F. (1992). Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos* 65, 265-274.
- Vassilis, S. (2008). Caractérisation des besoins en eau des écosystèmes humides méditerranéens. Analyse centrée sur les enjeux environnementaux. Synthèse technique. AgroParisTech – Institut des sciences et industries du vivant et de l’environnement. <http://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/mtp-synth08-Spyratos.pdf>, 24 mars 2009.
- Verboom, B., et van Apeldoorn, R.C. (1990). Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. *Landscape Ecology* 4, 171-176.
- Vermont Agency of Natural Resources. (2005). Riparian buffers and corridors: technical papers. Waterbury, Vermont, USA.
<http://www.anr.state.vt.us/site/html/buff/buffer-tech-final.pdf>, 26 novembre 2007.
- Villard, M.A. (1998). On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk* 115, 801-805.
- Vuilleumier, S., et Metzger, R. (2006). Animal dispersal modelling: handling landscape features and related animal choices. *Ecological Modelling* 190, 159–170.
- Vuilleumier, S., Wilcox, C., Cairns, B., et Possingham, H. P. (2007) How patch configuration affects the impact of disturbances on metapopulation persistence. *Theoretical Population Biology* 72, 77-85.
- Ward, J.V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2 -8.

- Ward, J.V. (1998). Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83, 269-278.
- Ward, J.V., Tockner, K., et Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* 15, 125-139.
- Welsch, D.J. (1991). Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources. USDA Forest Service, Northeastern Area, Radnor, PA. NA-PR-07-91.
http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/n_resource/buffer/cover.htm, 01 décembre 2008.
- Whitelaw, G.S., et Eagles, P.F.J. (2007). Planning for long, wide conservation corridors on private lands in the oak ridges moraine, Ontario, Canada. *Conservation Biology* 21, 675-683.

